



氮素管理的指标^{*}

巨晓棠¹ 谷保静²

(1 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

(2 浙江大学土地资源管理系, 杭州 310058)

摘 要 用什么指标 (indicators或indexes) 来衡量不同尺度或生产体系氮素管理的优劣, 是提高氮素管理水平的核心问题。近年来, 国际上在氮素管理方面提出了许多新概念、方法和指标, 以客观评价和改进氮素管理水平, 为生产者和政策制定者提供评判标准。本文系统介绍了国际上氮素管理指标的概念、含义、计算方法及对结果的解析, 包括: (1) 氮素投入、收益与环境效应的关系; (2) 氮素收支 (budget)、氮素平衡 (balance) 和氮素盈余 (surplus); (3) 氮素利用率 (Nitrogen Use Efficiency, NUE); (4) 氮素利用率与氮素输入、输出及盈余的关系; (5) 旱地作物收获后土壤硝态氮允许残留量 (Residual nitrate-N)。在此基础上, 汇总了我国在不同尺度、不同土壤-作物体系氮素研究结果, 初步建立了我国典型农田的氮素管理指标, 为实现优良的氮素管理提供科学依据。

关键词 氮素平衡; 氮素盈余; 氮素利用率; 氮素管理; 氮素损失; 指标

中图分类号 S143 **文献标识号** A

优良的氮素管理是获得高产优质农产品、降低氮素环境污染、实现可持续集约化生产的重要方面。用什么指标 (indicators或indexes) 来衡量不同尺度或生产体系氮素管理的优劣, 是提高氮素管理水平的核心问题。国内外针对评价水体质量, 制定了许多关于地下水硝酸盐污染、地表水富营养化等指标体系^[1]。农业生产过程中的氮素流失或排放是水体和大气污染的重要源头, 然而, 如何控制氮素的流失或排放, 则需要研究和制定农业生产中氮素的管理指标。

由于土壤-气候条件和国情的差异, 西欧和北美关于耕地培育、施肥及作物生产的理念和措施与我国存在着较大差异。西欧和北美以种养结合、保护性耕作、轮作休耕和环境约束为特征的耕地培育和施肥措施, 注重和依靠种植、养殖内部的养分循环, 化肥仅是一种养分不足时的补充措施^[2]。我国由于地力基础、农业生产目标、管理方式和环保

理念等与欧美国家的差异, 在过去三十多年中, 主要依靠化肥的大量投入获得相应的产量, 相应的环境代价较大, 土壤退化现象严重^[3]。这些年的经验和教训告诉我们, 必须强化农业生产内部的养分循环, 走可持续集约化发展道路。“庄稼一枝花, 全靠肥当家”, 这句谚语中的肥料在过去强调的实际上是有机肥, 现在基本上理解为化肥了。“肥料是作物的粮食”也有理解成化肥的意思, 其实这些概念都应该理解为: 在强调种养结合, 养分在农村或社区充分循环的基础上, 不足的部分以化肥来补充。

西欧和北美与我国在耕地培育与施肥理念上的差异, 直接决定了在氮素管理指标认识上的差异。西欧和北美看重的是所有来源的养分在田块、区域或国家的不同尺度和层次是否能够循环起来, 是否达到平衡; 在不影响目标生产力的前提下, 向环境排放了多少养分, 环境是否能够承受^[4-5]。而我国

^{*} 公益性行业 (农业) 科研专项 (201503106)、国家自然科学基金项目 (41471190, 41201502) 和牛顿基金 (BB/N013484/1) 资助 Supported by the Special Fund for the Agricultural Public Welfare Profession of China (No. 201503106), the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41471190 and 41201502) and Newton Fund (Grant Ref. BB/N013484/1)

作者简介: 巨晓棠 (1965—), 男, 陕西白水人, 教授, 博士生导师, 主要从事农田生态系统氮素循环与温室气体研究。

E-mail: juxt@cau.edu.cn

收稿日期: 2016-09-15; 收到修改稿: 2016-11-22; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2016-11-28

<http://pedologica.issas.ac.cn>

往往仅用氮肥的各种利用率作为指标^[6]，很难反映不同来源养分在系统内和系统间的循环利用，以及向环境中排放迁移的情况。近年来，国际上在氮素管理方面提出了许多新概念、方法和指标^[7]，以客观评价氮素管理水平，为生产者和政策制定者提供评判标准。这些概念和方法在我国氮素研究和管理方面有零星应用，对概念和方法本身的含义、计算过程和结果解析的认识还不够系统深入，更没有形成我国自己可以指导政策制定和实际应用的指标体系，这是我国氮素管理整体上处于比较粗放、氮素环境污染较为严重的原因之一。

鉴于此，本文将系统介绍国际上氮素管理指标的概念、含义、计算方法及对结果的解析，包括氮素收支 (budget)、氮素平衡 (balance) 和氮素盈余 (surplus)，氮素利用率 (Nitrogen Use Efficiency, NUE)，旱地作物收获后土体硝态氮允许残留量 (Residual nitrate-N)，以及这些指标之间的关系。在此基础上，汇总我国在不同尺度、不同土壤-作物体系氮素研究结果，尝试总结出我国典型作物体系的氮素管理指标，为实现优良的氮素管理提供科学依据。

1 氮素投入、收益与环境效应的关系

在田块尺度上，就简单的土壤-作物体系而言，在其他生产因素和营养元素不成为限制因子的前提下，氮素效应主要包括三个方面：(1) 生产力，如作物产量和品质、经济收益；(2) 环境，如氮素各种损失途径 (氨挥发、反硝化、 N_2O 排放、淋洗和径流) 引起的代价；(3) 土壤，如土壤性质和土壤肥力的改变等。在田块尺度氮素投入中，以化肥和有机肥为主，氮素效率通常以各种氮肥利用率作为指标，如氮肥回收率、农学利用率、生理利用率、偏生产率等，笔者将这些概念称为传统氮肥利用率^[6]。与此相关，从氮肥施用量和产量效应关系曲线上，可以求出经济最佳施氮量和最高产量施氮量^[8]。

实际的农业生产单元不只是农田，还包括动物生产等；涉及不同尺度如具体田块、农场、区域或国家等。农业生产系统是一个开放系统，对于一个划定边界的生产系统，存在着各种氮素输入、流动和输出途径，存在着系统与环境的氮素交换。图1

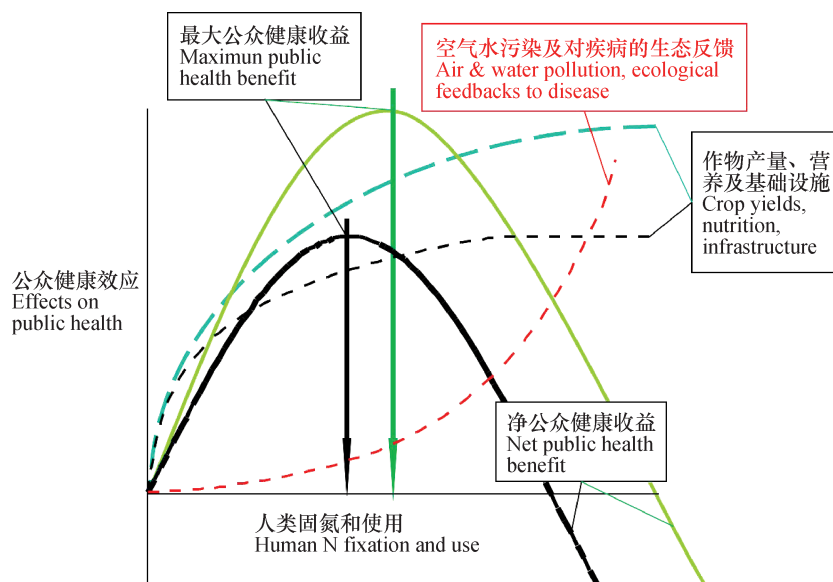


图1 氮素投入、收益及环境代价之间的关系 (修改自Townsend等^[9]；黑色和绿色向下箭头分别代表着技术和管理改善之前和之后的最大公众健康收益)

Fig. 1 Relationships among nitrogen inputs, benefits and environmental costs (modified from Townsend et al^[9]. Black and green downward arrow represents the maximum public health benefit before and after the improvement of the technologies and management, respectively)

表示一个生产单元各种氮素输入、所获得的总体收益（如产量、营养和公众健康的总和，benefits）和环境代价（如大气和水体污染、生态系统退化、疾病等的总和）的关系。当一个生产单元处于现有技术和管理水平下，在投入-产出-净收益的合理范围内，氮素引起的环境代价很小；环境代价只是在收益达到最大值以后，才开始显著增加；氮素投入水平应该维持在这个上限以内（左边黑色向下箭头）。当技术和管理水平改善后，同样的氮素投入获得的收益增加（图1中的深绿线），净收益相应增加（图1中的亮绿线）；如果维持氮素的环境效应曲线不变，则净收益最大时的氮素投入水平相应提高（右边绿色向下箭头），生产单元的效益会更高。这是经济学上投入-产出-收益的普遍规律。

欧美国家自20世纪80年代以来，氮素管理水平逐步提高，氮素投入水平接近于净收益最高点^[10]。而我国东部集约化生产体系中，氮素投入大多数超过了净收益最高点，有的甚至超过了净收益零点；如果计入环境代价，净收益很小或者为负值^[10-16]。因此，需要在目标产出情况下，同时考虑收益和环境代价的氮素投入，做到收益和环境代价的协调。由此可以看出，在全面考虑一个生产单元氮素投入-产出-净收益-环境代价的情况下，传统氮肥利用率指标远远不够。

由以上分析可以看出，氮素管理的目标：

（1）在收益和环境曲线不变的条件下，将氮素投入量控制到效益最大点以前；（2）在收益曲线不变的条件下，通过技术和管理措施改进，进一步降低环境代价，能够进一步增加氮素投入而获得更大收益；（3）通过技术和管理水平的改进，使等量氮素投入时的收益曲线增高，在环境曲线不变或者降低的条件下，通过进一步增加氮素投入而获得更大收益。

2 氮素收支（budget）和氮素平衡（balance）与盈余（surplus）

2.1 氮素平衡的概念和分类

氮素平衡是氮素管理和政策制定的重要指标，其定义为一个给定系统在给定时间段内（一般一季作物或周年）详细的氮素输入（inputs）与输出（outputs）的关系。氮素过剩（surplus）或亏缺（deficiency）是基于单位耕地面积上氮素输入与

输出的差值（difference）而获得。一个多世纪以来，氮素平衡被广泛用来理解农业生态系统中的氮素循环、效率及归宿。早期的研究主要关注简单的土壤-作物系统（例如Allison^[17]）。过去三十年，在农田、农场、区域（如欧盟ENA^[4]）和国家尺度（美国的氮评估^[5]）、甚至全球尺度^[18-21]，氮素平衡被广泛用以指示氮素管理水平和环境影响程度^[13, 22]。

作物和动物生产系统（包括畜禽养殖和草地畜牧业）中均存在着氮素的输入、流动与输出关系，也存在着氮素在系统内（如土壤中）的累积或消耗（图2），同时发生着系统与环境之间的氮素交换。氮素输入是指投入到农田、农场，区域或国家尺度各种氮素的总和，如氮肥、有机肥、绿肥、生物固氮、氮沉降、动物饲料等；氮素输出是指输出产品氮素的总和，如作物收获物、动物产品，其他饲草或物料的移出。根据实际情况，各个系统的输入和输出项略有不同。

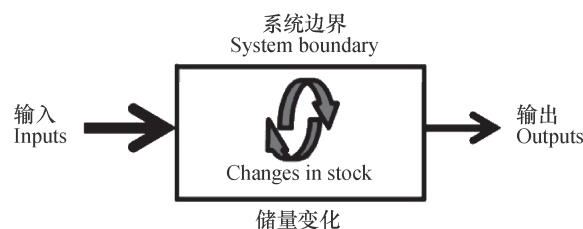


图2 给定边界系统的氮素输入、输出、累积或消耗关系示意图（引自EU Nitrogen Expert Panel^[23]）

Fig. 2 Schematic diagram of relationships among nitrogen input, output, and accumulation/depletion (EU Nitrogen Expert Panel^[23])

氮素收支（budget）和氮素平衡（balance）的概念有所不同。氮素收支是详细计算给定系统各种氮素输入与输出、损失（losses）及系统氮库的变化状况 $[\Sigma(\Delta)]$ ，其关系式为

$$\text{Budget} = \text{inputs} + \Sigma(\Delta) - \text{outputs (including all losses)} \approx 0$$

氮素平衡是计算给定系统重要的氮素输入与输出项，其关系式为

$$\text{Balance} = \text{inputs} - \text{tradable outputs} \approx \text{surplus} \approx \Sigma(\Delta) + \Sigma(\text{losses})$$

作为氮素管理和环境政策的有效工具和指标，建立农业生态系统的氮素平衡，可以深刻理解氮素循环、效率及环境影响。原则上，可以建立任何尺度

农业系统的氮素平衡。首先需要明确建立氮素平衡的系统边界；其次需要确定计算氮流的时空精度及其数据来源。Watson和Atkinson^[24]、Oenema等^[25]将农场尺度的氮素平衡分为三类：即农场界面（farm gate），土壤界面（soil surface），土壤系统（soil system）。农场界面氮素平衡能够反映农场氮素的输入与输出及其环境影响；土壤界面的氮素平衡可以反映土壤氮素净负荷；土壤系统氮素平衡反映一定土体深度氮素输入、输出、循环、损失途径及土壤氮库的变化，是更加详细的氮素收支情况。由于这三种氮素平衡建立在小尺度上，是针对特定土壤-气候-作物体系或特定生产单元，需要多年详细研究资料的支持，一般用于探寻氮素微观过程的变化机理、制定指标体系，其结果可为更大尺度的区域氮素平衡以及相应的社会经济政策和改善氮素管理提供科学支撑。

农场界面氮素平衡是将农场作为一个黑箱（图3a），详细记录农场界面氮素输入和输出数量，其输入与输出差值，反映了氮素在农场水平的盈余或亏缺，可以指示氮素损失和在农场水平上的变化。由于西欧以作物-动物生产的综合农场为主（integrated farming system或mixed crop-livestock operation），荷兰又以奶牛生产的混合农场为特色，其农场水平的研究资料非常丰富，为农业环境政策提供了充分的科学依据。农场界面氮素平衡计算式为

$$\text{Surplus} = [\text{Purchased (fertilizer + feed + manure + animal + bedding material)} + \text{BNF} + \text{DN}] - [\text{Exported (milk + animal + manure + feed)}] \approx \Sigma (\Delta) + \Sigma (\text{losses})$$

式中，Purchased (fertilizer + feed + manure + animal + bedding material) 分别代表农场购进的化肥、饲料、粪肥、牲畜和垫圈材料，BNF (Biological N Fixation) 代表生物固氮，DN代表

大气氮素沉降；Exported (milk + animal + manure + feed) 分别代表农场向外输出的奶、牲畜、粪肥和饲料。单位是每年每公顷氮。由于BNF和DN不是从农场界面输入的，许多计算并不包括这两项输入。

土壤界面的氮素平衡是将土壤作为一个黑箱（图3b），详细记录氮素输入土壤界面和输出土壤界面（被作物吸收）的数量。由于氮肥和有机肥的氮挥发没有进入土壤界面，所以在输入项中被事先扣除。其输入与输出差值，表示氮素的盈余和亏缺，反映了土壤氮素的总损失和土壤氮库的变化。经济合作与发展组织（OECD）以此为依据，来衡量农业的环境影响^[17]。土壤界面的氮素平衡计算式

$$\text{Surplus} = (\text{FN} + \text{MN} + \text{BNF} + \text{CRN} + \text{DN} + \text{SeedN} + \text{WN}) - \text{Corp uptake N} \approx \Sigma (\Delta) + \Sigma (\text{losses})$$

式中，FN为化学氮肥投入量；MN为粪肥投入氮；BNF为农田生物固氮；CRN为作物残茬返回农田的氮；DN为沉降到农田的氮；SeedN为种子带到农田的氮；WN为灌溉水带入农田的氮；Corp uptake N为作物吸收农田的氮。

土壤系统的氮素平衡（实质上是详细的氮素收支）是记录所有氮素输入与输出项（图3c），包括氮素进入土壤、从土壤中的损失及土壤氮库的变化。可以反映各种氮素损失途径及土壤氮素盈亏。氮素的盈余（输入 > 输出）表示土壤氮库增加，氮素的亏缺（输入 < 输出）表示土壤氮库消耗。或者表示输入与输出未计入的部分（unaccounted for）。这种方法通常用于研究层次，目的在于明确氮素损失途径。土壤系统的氮素收支计算式

$$\text{Budget} = [(\text{FN} + \text{MN} + \text{BNF} + \text{CRN} + \text{DN} + \text{SeedN} + \text{WN}) + \Sigma (\Delta)] - [\text{Corp uptake N} + \text{NH}_3 \text{ volatilization} + \text{Denitrification} + \text{Leaching and runoff}] \approx 0$$

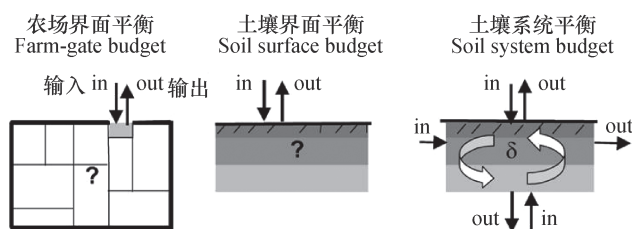


图3 农场界面（a）、土壤界面（b）和土壤系统（c）氮素平衡示意图（引自Oenema等^[25]）

Fig. 3 Schematic diagram of nitrogen budget of farm-gate, soil surface and soil system (Oenema et al^[25])



式中, NH_3 volatilization、Denitrification、Leaching and runoff分别代表输入农田氮素的氨挥发、反硝化、淋洗与径流损失。

对于特定作物生产系统, 如果农场不储藏产品, 农场界面和土壤界面氮素平衡差异很小。但对于同时有作物生产和动物生产的综合农场, 两者的差异很大。迫于畜牧养殖对水体和大气环境压力, 荷兰1992年建立了以奶牛养殖为代表的示范农场“De Marke”, 以长期研究和示范集约化畜牧养殖氮磷等养分管理与环境承载力, 为政策制定提供依据和指标。Oenema等^[25]利用该农场1993—1996年的研究资料, 详细计算了三种情况的氮素平衡, 来说明三者之间的差异。读者如果想更清楚地理解三种氮素平衡的建立方法、差异及结果解析, 请直接查阅该文献。

2.2 建立氮素平衡的方法

建立氮素平衡的数据往往来源于不同方面, Smaling和Fresco^[26]、Smaling和Oenema^[27]将数据分为: (1) 数据类型, 即原始数据、估计数据和假设(推测)数据; (2) 数据来源, 即田间或实验室测定数据、观察数据和统计数据; (3) 数据时间跨度, 即数据观测或收集频率, 即天、月、季或年(Oenema等^[25])。收集数据和建立平衡方法取决于研究目的, 往往来源于以上三个方面的结合。由于氮素输入与输出数据的可获得性和质量在地区之间存在很大差异, 类似于政府间气候变化委员会(IPCC)计算温室气体排放清单的方法, 国际上推荐采用分层式(A Tiered Approach)方法来计算从农田到国家不同尺度的氮素输入与输出^[28]。

第一层(Tier I): 在缺乏某些地区某些作物、粪肥的氮素含量和生物固氮量等的情况下, 应用一系列的全球缺省值查询表获得这些数据; 需要提供简单的计算式, 用以演示如何将这缺省值与当地的活面数据(activity data)结合, 如产量数据、肥料或饲料使用量等来估算氮素投入、输出与盈余。

第二层(Tier II): 该地区农田、农场和国家尺度的各种含氮量可以获得当地的数据, 这些数据更适合该地区的土壤-气候-作物体系, 可以用这些当地数据代替Tier I的全球缺省值, 计算式不变。

第三层(Tier III): 能够用模型给出氮素输入和输出量, 而且这些模式是通过调查或观测数据发

展和验证得来的。模型输入的是相关因素, 如经济状况、贸易、土壤、气候、作物状况、农田管理和产出等, 他们能够用来估算不同尺度的氮素投入、输出、盈余和氮素利用率。

2.3 氮素盈余的参考指标

大量研究表明, 氮素盈余是衡量氮素投入生产力、环境影响和土壤肥力变化的最有效指标^[25]。因为随着氮素投入量的增加, 氮素盈余量从负值、为零到正值的变化过程中, 能够反映出消耗土壤氮, 合理施氮和过量施氮的状况。维持土壤-作物体系的氮素平衡, 既不会消耗土壤氮, 也可以获得较高目标产量, 还不会引起大量的氮素损失。当氮素盈余处于负值时, 尽管氮素损失很低, 但作物供氮缺乏, 作物产量低, 还会消耗土壤氮素; 当氮素大量盈余时, 作物产量和品质不会增加, 甚至还会降低, 但氮素损失会大量增加, 引起很大的环境代价。

氮素盈余的参考指标取决于土壤-气候条件、农业生态类型及环境容量, 很难制定统一的指标。如荷兰MINAS(Minerals Accounting System)政策, 对氮和磷的参考指标就综合考虑了政策、农业经济和环境状况。在2003年, 对砂壤和黏壤耕地年氮素盈余参考指标分别设为 $\text{N } 60$ 和 100 kg hm^{-2} , 而对砂壤和黏壤草地年氮素盈余设为 $\text{N } 140$ 和 180 kg hm^{-2} 。对磷的年盈余参考指标统一设定为 $\text{P } 8.7 \text{ kg hm}^{-2}$ ^[25]。

由于农业生态系统与环境影响在时间和空间上的复杂性, 涉及一系列原因与结果的链条。尽管驱动因子-状态-响应模型给出了评价养分盈余的清晰框架, 但现实情况是复杂和容易混淆的。例如氨挥发主要来自于畜牧业; 硝态氮向地下水迁移主要受气候(暴雨)、氮素盈余和土壤类型影响。所以, 氮素盈余与损失往往不是固定关系, 氮素盈余是损失的末端指标。因此, 应用氮素盈余作为农业环境指标时, 还需要更深刻地理解这些原因与结果形成的链条。

氮素平衡计算的准确度和精确度取决于方法、获取数据策略与农业生态系统类型。其不确定性来自于多方面的偏差或误差, 例如对氮素损失途径的定量。偏差可能来自于人为、采样、测定或者数据扩展等因素; 误差可能来自于采样和测定, 这些均会导致含糊的或错误的结论。

定量这些不确定性需要: (1) 系统分析和



鉴别；（2）分类不确定性；（3）应用蒙特卡罗（Monte Carlo）法区分各种来源的可能性分布；（4）对输入、输出和库的变化进行较长时期的监测。对氮素平衡不确定性进行分析，有利于鉴别出农业环境原因-响应关系链条上的薄弱环节，从而在这些环节上加强研究。例如荷兰氮素平衡研究表明，反硝化和淋洗的不确定大约在30%左右。总之，为了更好地应用氮素盈余指标来管理氮素和制定政策，计算氮素平衡需要遵循标准步骤和方法，并进行不确定性分析^[25]。

3 氮素利用率概念的发展及意义

在作物和动物生产中，存在着多种途径的氮素输入项，为了反映系统对整个氮素输入的利用效率，近年来国际上提出用氮素利用率（NUE）来指示氮素在系统中的利用效率。在一个给定边界系统中，氮素利用率定义为氮素产品输出与输入的比率（output/input或removal/use）即：NUE=氮素产品输出/氮素输入^[28]。此处的系统是指定义边界的不同尺度生产单元，可以从田块、农场、区域到国家。氮素利用率反映的是给定系统边界进入氮素有多少比例以产品的形式输出系统。它不反映系统内部的氮素转化途径（如氮素固持、矿化或硝化），也不直接定量估算系统的氮素损失，因为没有被产品移出的氮素可能储存于土壤（图2）。但是从长远看，对于长期耕作农田，相对于氮素输入和输出量，土壤氮库的变化是很小的^[8]。所以，多年较低的氮素利用率意味着大量氮素损失到环境中。

这种氮素利用率的最大优点在于，一般容易获得不同尺度给定系统边界的氮素输入和输出数据。如前所述，可以通过对不同类型、不同来源和不同观测频率的数据进行整合，来获得这些数据。其复杂性在于：（1）单独氮素利用率往往不足以评价农业系统的可持续性，需要与其他指标结合来解析；不同作物类型有不同的氮素利用率，区域或国家氮素利用率反映的是特定区域作物类型的组合情况。例如玉米的氮素利用率低于小麦，一个地区或国家中的小麦多，计算的氮素利用率较高，但这不代表氮素管理水平高，而是因为土壤-气候条件更利于小麦生长；（2）需要考虑轮作体系，如在同一块土地上进行周年玉米和大豆轮作，计算NUE需要用两年轮作周期，以便评估大豆固氮对来年玉米

氮素输入的贡献；如果存在更长的复杂轮作体系，则需要考虑整个轮作周期，而不仅仅是单季作物；（3）需要考虑豆科作物生物固氮，作物总吸氮量中生物固氮份额；（4）在既有作物生产同时又有动物生产的综合农场中，估算更加复杂；这种家庭农场是欧美典型农业生产方式，具有相对完整的循环农业链条，许多农场还包括有沼气生产和沼气发电；在估算这种农场的NUE时，如果作物产品不全部作为饲料需要输出到农场外，则氮素输出需要包括这些输出的作物产品和动物产品（如肉、奶、蛋等），还要包括农场内部不能消纳需要输入到其他农场的粪肥，氮素输入需要包括肥料、购买的饲料等；（5）这种氮素利用率可以很好地解析农场和国家氮素管理水平随时间的长期变化趋势，而不是着眼于单个年份的情况。尽管如此，这种氮素利用率可以很好地指示是否有足够氮素供应来维持生产力、维持甚至改善土壤肥力。充分循环利用粪肥、作物残茬，将豆科作物纳入到轮作体系中，均会有利于增加土壤有机质和改善结构、发挥有机和无机肥的协同效应而改善氮素利用率^[28]。

类似于上面分层计算氮素输入与输出的方法，可以相应计算出氮素利用率。过高或过低的氮素利用率均非系统氮素管理追求的目标。过低氮素利用率往往表示对输入氮的低效利用和较大环境代价；过高氮素利用率往往表示消耗系统的本底氮素（例如作物体系中消耗土壤氮素，mining of soil nitrogen）。合理氮素管理目标，就是要提高过低、降低过高的氮素利用率，使氮素利用率保持在一个合理范围。提高氮素利用率和降低系统氮素盈余会降低集约化生产中因为氮素过量投入而引起的环境污染。

氮素利用率不同于氮肥利用率，是针对具有边界系统而言的。氮肥利用率仅指在作物生产体系中，作物对投入氮肥的利用效率。为了反映氮肥对土壤氮库消耗（因作物吸收土壤氮素）的补偿效应，国内学者提出了氮肥有效率和氮肥真实利用率的概念和算法^[6, 29]。Yan等^[30]用国家尺度的数据分析了包括氮肥后效情况下的氮肥利用率，较传统氮肥回收率高10%~46%。关于对传统氮肥利用率理解误区和正确解析，笔者在一篇《氮肥有效率的概念和意义——兼论对传统氮肥利用率的误解》的综述文章中做过专门论述^[6]，此处不再赘述。

4 氮素利用率与氮素输入、输出及盈余的关系

国际上建议在报告氮素利用率时，同时报告氮素产出（nitrogen output, $\text{N kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ，此处指收获物带走氮），氮素盈余量（nitrogen surplus, $\text{N kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ），包括对系统的详细描述、计算时段和方法、系统氮素储量的可能变化，这些信息是改善氮素管理的重要参考^[23]。图4表示氮素输入与

输出的二维关系，表明NUE与氮素产出、盈余的连带关系，也显示出了相应的参考指标。这些参考指标最终必须被政策制定者采纳，在实际中应用。研究NUE、氮素产出和盈余随时间的变化，可以反映系统氮素管理水平变化。一个系统低氮素产出和高氮素盈余意味着氮素损失严重，环境代价增大。可持续集约化追求的目标，在于增加氮素产出，同时维持NUE在可接受的范围内，即将系统从左下部移至右上部。

通过对NUE和氮素产出、盈余连带关系的解

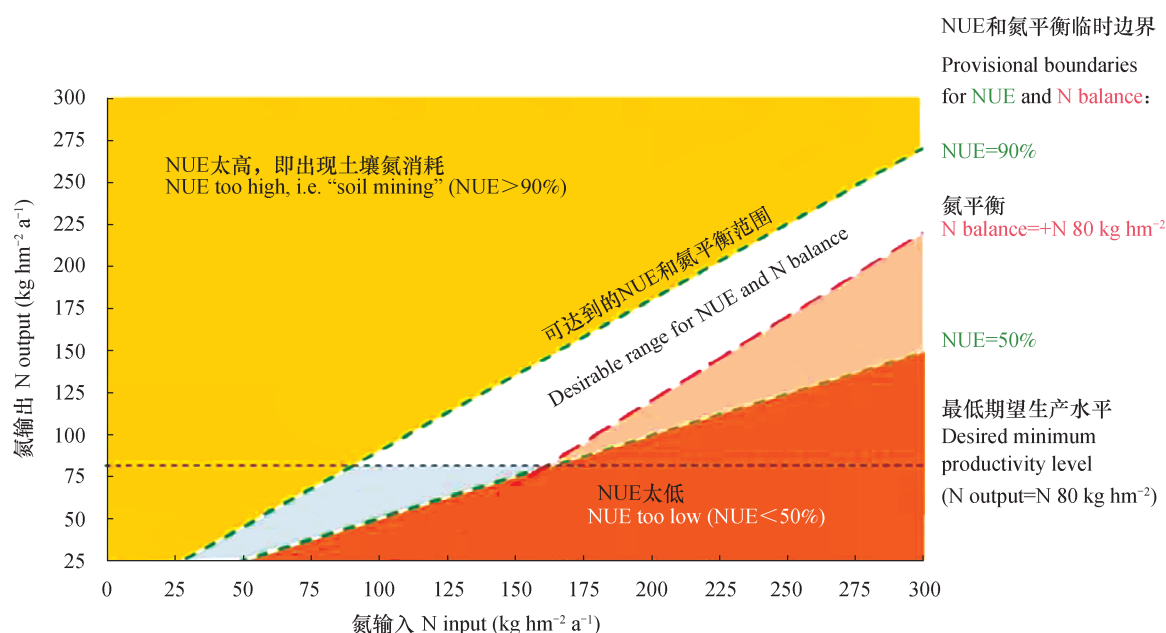


图4 氮素输入、产出与氮素利用率的关系（引自EU Nitrogen Expert Panel^[23]）

Fig. 4 Relationships among nitrogen input, output and nitrogen use efficiency (NUE) (EU Nitrogen Expert Panel^[23])

析，能够分析氮素管理水平及改善目标。当 $\text{NUE} = 1$ ，氮素输出等于氮素输入；当 $\text{NUE} < 1$ ，氮素输出小于氮素输入，没有被移出的氮素或者贮存于土壤，或者进入环境；当 $\text{NUE} > 1$ ，移出的氮素大于氮素输入，表示消耗土壤氮素，最终引起土壤肥力下降。因此，国际上推荐NUE的参考值为0.5~0.9；收获物带走氮 $\text{N } 80 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ，氮素盈余量 $\text{N } 80 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。 $\text{NUE} > 0.9$ 指示土壤氮消耗； $\text{NUE} < 0.5$ 指示氮素低效率。

生物系统，包括作物和动物生产系统氮素效率很少达到100%。因此追求 $\text{NUE} = 1$ 和盈余量为零的目标是不现实的。我们也很少看到NUE接近于1的作物体系仍然维持较高生产力。一般而言，动

物生产体系氮素利用率低于作物生产体系，因为动物排泄高含氮量粪尿，对其有效循环利用是提高整个系统氮素利用率的关键。当 $\text{NUE} < 0.5$ ，存在着很大提升空间，但短期内提升难度很大。当 $\text{NUE} > 0.9$ ，没有进一步提高空间，相反需要补充土壤氮库消耗。但这并不表示NUE在0.5与0.9之间是必须接受的，例如当NUE为0.7时，也许在某些地区的某些作物体系中很好，但在另一些地区或作物体系中仍可改进。再如，图5中许多国家的NUE在0.5与0.9之间，但还存在着提高NUE的空间。国家之间的差异很可能反映了作物生长状况、粪肥施用和豆科作物轮作，及整个养分管理水平的差异^[28]。

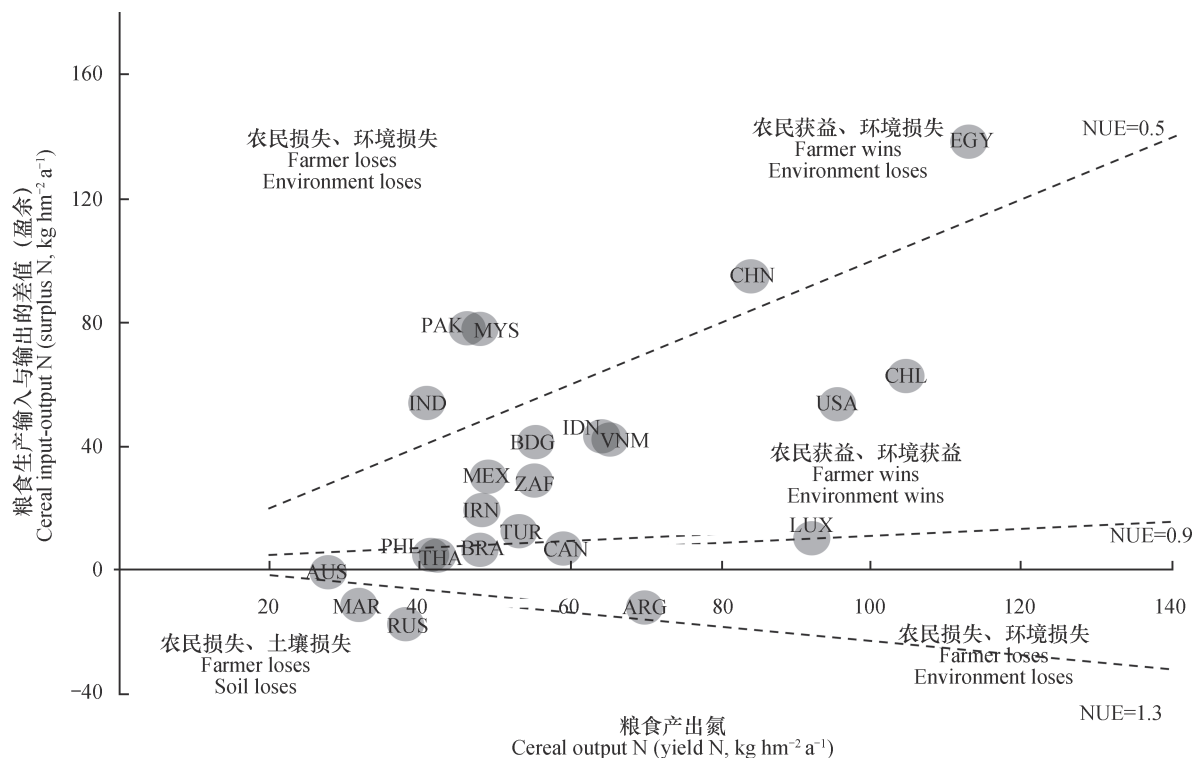


图5 国家尺度谷物氮素产出、盈余与氮素利用率的关系^[28]

Fig. 5 NUE for cereals, graphed as the surplus of N (inputs minus outputs) versus removal (output) of N^[28]

注：图中线条表示氮素利用率随氮素产出和盈余的变化；每个圈代表一个国家（用UN三个字母的国家代码表示），此例未考虑豆科作物的生物固氮和粪肥。Notes: The dotted lines show values of NUE according to the relation between inputs and outputs. Biological N fixation and manure use are not considered in this example. Each circle represents a country indicated by UN Country 3 letter code

5 我国不同尺度氮素平衡研究状况

我国对田块、小农户、区域和国家尺度的氮素平衡及氮肥利用率研究均有所涉及，但对它们的概念、原理、方法、评判指标、结果解析及应用还缺乏系统认识，没有形成可以指导氮素管理和政策制定的指标体系。我国以小农户为主的农业经营方式，没有明显的农场边界。小农户本身也是一个复杂生产单元，对其氮素输入、流动和输出研究资料很少，限制了小农户氮素循环和流动的有效管理。寇长林^[31]通过农户跟踪记录方式，在山东惠民县典型乡镇，研究了6个典型农户的养分输入、输出与流动特征。李冬初^[32]应用小农户尺度养分监测工具NUTMON (NUTrient MONitoring^[26])进一步对该地区62个典型农户养分循环进行了跟踪研究，为我国小农户尺度氮素平衡和损失情况提供了有限资料。现阶段实施的鼓励土地流转经营政策^[33]，已经形成或正在形成适度的农业规模经营单元，如家庭农场、农业公司、集体农庄和农业合作社等，

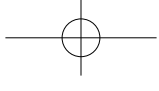
未来需要加强这些新兴农业经营体氮素平衡、氮素利用率及指标体系研究，为生产单元氮素管理、政策制定和实际应用提供坚实的科学基础。

在国家和区域尺度上，我国也开展了一系列氮素平衡研究，从最初简单的国家总体层面研究，到几大主要流域的氮平衡，后来逐步发展到基于子系统的氮平衡模型^[34-35]。在子系统划分上从简单的3子系统：陆地、水体和大气，到基于生态功能的14子系统^[36-37]，同时还出现了基于核心食物养分流动的梯级平衡^[38]。细致的子系统划分，特别是14子系统的划分^[37]，可以清晰地展示国家和区域尺度上氮素内部流动过程，还可以估算农业每个环节上氮素利用效率和循环效率，评估这些效率对我国总体环境污染的贡献。这些研究展现了我国自1980年以来国家尺度上氮素输入的急剧增加，特别是工业氮肥的大量使用，虽然提高了工农业含氮产品产出，但总体的氮污染也呈现出快速增加趋势。而且我国每年还对国际市场上粮食特别是饲料供给有很大程度依赖。低的氮素利用效率和循环效率、

表1 华北平原小麦-玉米轮作和长江中下游平原稻麦轮作的氮素平衡

Table 1 Nitrogen balance (N kg hm ⁻² a ⁻¹) in wheat-maize rotation in the North China Plain and rice-wheat rotation in the middle and lower reaches of Yangtze River																
华北小麦-玉米North China Plain (wheat-maize)										长江中下游稻麦 Middle and lower Yangtze River (rice-wheat)						
	输入Input				输出Output				输入Input				输出Output			
	赵荣芳等 Zhao et al ^{〔16〕}				赵荣芳等 Zhao et al ^{〔16〕}				Zhao et al ^{〔14〕}				Ju et al ^{〔12〕}			
	FN ⁽¹⁾				FN	ON ⁽¹⁾	FN	ON	FN	FN	ON	FN	FN	ON		
化肥	545	588	286	作物吸收	311	361	365	化肥	500	550	353	作物吸收	290	341	324	
Fertilizer				Crop uptake				Fertilizer				Crop uptake				
粪肥	68	61	61	氨挥发	120	135	46	粪肥				氨挥发	104	38	24	
Manure				NH ₃ emission				Manure				NH ₃ emission				
非共生固氮	15	15	15	反硝化	16	9	3	非共生固氮	60.0	45	45	反硝化	130	206	75	
Non symbiotic				Denitrification				Non symbiotic				Denitrification				
N fixation								N fixation								
沉降	21	89	21	淋洗	136	56	23	沉降	30.5	33	15	淋洗	16.1	12	8	
Deposition				Leaching				Deposition				Leaching				
灌溉	15	15	8	径流	—	—	—	灌溉	11.8	56	15	径流	59.5	4	4	
Irrigation				Runoff				Irrigation				Runoff				
种子	5	5	5					种子	3.9	4	4					
Seed								Seed								
汇总	669	773	396	汇总	583	561	437	汇总	606	688	432	汇总	599	601	435	
Total				Total				Total				Total				
平衡	+86	+212	-41					平衡	+7	+87	-3					
Balance								Balance								

注: 1) 表中FN和ON分别代表农户习惯施氮和优化施氮 The FN and ON represent farmer's N fertilization and optimum N management, respectively



不断增加的动物性产品消费是驱动这些变化的关键变量。这些结果能够为国家宏观尺度氮素管理和环境影响评价、政策制定提供科学依据。

我国大部分氮素平衡研究均基于田块尺度,其中以华北平原小麦-玉米轮作体系和长江中下游平原稻麦轮作体系积累了长期丰富的研究资料。表1汇总了这两个区域有代表性的典型氮素平衡资料^[12, 14, 16],以便作为下文建立我国氮素管理指标的基础。

由表1可以看出,我国农田以化肥为主要氮素输入形式,农户习惯施肥在大量氮素损失到环境的情况下,氮素收支(budget)依然是正值,可以解释为土壤氮库累积^[30, 39]。说明现有农田氮素管理的环境影响较大,具有很大改善空间。依据已有知识进行的优化施肥措施,在显著降低氮素各种途径损失情况下,基本实现了氮素输入与输出平衡。

我国许多短期田间试验也计算了氮素平衡^[40],将不施氮肥区氮素净矿化量,作为施肥区氮素净矿化量计算到氮素输入项中,这样会高估施肥区氮素总投入量,因为施肥区氮素净矿化量远低于不施肥区。同时在输出项中,未考虑肥料氮的固持作用,即肥料对土壤氮素消耗的补充作用和肥料氮的固持和残留。实际上,在长期耕作的农田,短期试验的矿化和固持基本上相当,可以不考虑到平衡计算中。

在土壤系统氮素平衡计算式中,考虑了土壤氮库变化。土壤氮库可分为无机和有机氮库,无机氮库包括铵态氮、硝态氮和固定态铵,有机氮库包括可溶性有机氮(DON)、微生物氮和土壤有机质氮库。一般而言,通过短期试验来定量土壤氮库变化是不可靠的,需要通过长期试验来定量^[20]。许多文献还将播前无机氮和收获后无机氮分别考虑到输入与输出项中,事实上,在合理施氮范围内,无机氮库在一季作物播种前和收获后的变化不大,只是在施氮量偏低(消耗无机氮)或偏高(增加无机氮)的条件下,才有很大变化。将这一易变的不确定性较大的参数引入氮素平衡计算中,反而会掩盖氮素亏缺或盈余的实质。在氮素输入与输出平衡计算中,如果要考虑土壤氮库的变化,笔者建议采用当地长期试验土壤全氮的年变化量^[14],而不需要考虑当季或周年的无机氮变化量或土壤氮素矿化量。

在建立氮素平衡过程中,根据不同目的,考虑输入和输出项的明细程度应不相同。例如Vitousek

等^[13]在比较肯尼亚西北、中国华北平原和美国中西部典型农田氮磷平衡状况时,输入项仅考虑了肥料和生物固氮,输出项仅考虑了收获物移出,用来说明不同地区氮素亏缺和盈余状况。

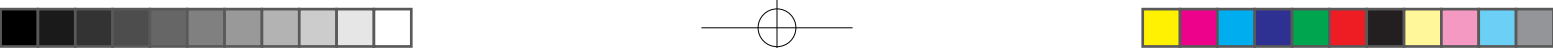
6 建立我国典型农田氮素管理指标

6.1 氮素盈余参考指标

氮素盈余是氮素管理、评价与政策干预的重要指标,将氮素盈余控制在允许量以下,损失氮素可以在环境中消纳并重新在农业生产单位循环利用,就不会引起大气、水体和土壤等生态环境退化^[10]。我国尚未建立起氮素管理指标体系,从近三十年来发表的文献看,基本沿用传统氮肥利用率。这种氮肥利用率仅是氮肥投入被作物利用的一个相对概念,很难反映出氮素环境影响和土壤肥力变化,更不能反映出给定系统氮素输入、输出与盈余关系^[6]。鉴于国际上在衡量氮素生产力、环境影响和土壤肥力演变指标方面的重新考虑和进展,笔者认为有必要建立我国自己的氮素管理指标体系,以更加客观地评判我国氮肥管理水平和环境影响,为政策制定和应用提供科学依据。

表1的优化管理措施,华北小麦-玉米轮作年氮素盈余量为 $N\ 31\ kg\ hm^{-2}$ [总输入($N\ 396\ kg\ hm^{-2}$) - 作物吸收($N\ 365\ kg\ hm^{-2}$)],但氮素收支(budget)为 $N\ -41\ kg\ hm^{-2}$ 。考虑到不可避免的氮素损失,应该将亏缺的部分补偿到氮素输入项中,这样优化管理的氮素盈余量应该为 $N\ 72\ kg\ hm^{-2}$,基本接近于欧洲氮专家组推荐的 $N\ 80\ kg\ hm^{-2}\ a^{-1}$ ^[23]。因此,可以将 $N\ 80\ kg\ hm^{-2}\ a^{-1}$ 作为华北平原小麦-玉米轮作现有产量和管理水平下氮素盈余量的参考指标。表1中,长江中下游稻麦轮作体系优化管理年氮素盈余量为 $N\ 108\ kg\ hm^{-2}$ [总输入($N\ 432\ kg\ hm^{-2}$) - 作物吸收($N\ 324\ kg\ hm^{-2}$)],这时的氮素收支(budget)为 $N\ -3\ kg\ hm^{-2}$,接近于0。考虑到稻麦轮作中不可避免的氮素损失高于旱作,可以将 $N\ 100\ kg\ hm^{-2}$ 作为长江中下游稻麦轮作体系现有产量和管理水平下氮素盈余量参考指标。

在以上参考指标下,这两种轮作体系氮素生产力和环境效应如表2。可以看出,将轮作体系周年的氮素盈余量控制在参考指标以内,小麦-玉米和稻麦轮作体系的氮素利用率分别达到81%和78%,达到了欧美国家的先进水平;在维持生产力同时,



将环境影响降低到可承受范围^[1]。以上参考指标是以年尺度的轮作周期计量的，如果分配到我国主要作物如小麦、玉米、水稻上，以单季作物计量，则氮素盈余量参考指标应该分别设定为N 40、40和60 kg hm⁻²。

根据巨晓棠^[8]研究结果，小麦、玉米和水稻在产量为4~10、4~15、4~10 t hm⁻²的范围，理论施氮量（化肥+粪肥当季供氮）分别为N 112~280、92~345、96~240 kg hm⁻²。在这种推荐量情况下，加上氮素盈余量参考指标，那么氮

素的总输入应该相当于N 152~320、132~385、152~300 kg hm⁻²。生产上应该根据目标产量，将氮素总输入量控制到相应的指标以下。在上述盈余量下，如果我们应用Chen等^[11]建立的氮素盈余量（或输入量）与各种氮素损失的统计模型进行估算，氮素各种损失途径均较低。由于氮素盈余指标反映的是输入与输出的差值，如果产量提高（作物吸收氮增加），那么输入氮就需要相应增加。读者可以在不同土壤-气候条件下，不同作物体系中进一步验证这些指标的合理性。

表2 允许氮盈余指标下的产出和环境效应

Table 2 Targeted N uptake and environmental effect under allowable N surplus						
作物体系 Crops	允许氮盈余指标 N surplus index (N kg hm ⁻² a ⁻¹)	目标吸氮量 Targeted N uptake (N kg hm ⁻² a ⁻¹)	反推的氮素输入 Estimated N input (N kg hm ⁻² a ⁻¹)			氮素利用率 NUE (%)
			总输入	化肥+粪肥当季供氮 ¹⁾	其他氮素输入	
			Total input	Fertilizer + manure	Others	
华北小麦-玉米 North China Plain (wheat-maize)	80	350	430	350	80	81
长江中下游稻麦 Middle and lower Yangtze River (rice-wheat)	100	350	450	350	100	78

注：1) 化肥+粪肥当季供氮投入量依据施氮量约等于作物地上部吸氮量估算^[8] N input from fertilizer and manure estimated by crop aboveground N uptake^[8]

此处举一例来说明氮素盈余指标的合理性。我们在北京上庄冬小麦-夏玉米轮作体系上，进行了不同碳氮管理措施的长期定位试验（2006年开始），于2010—2013年连续进行了三个轮作周期的氮素投入、盈余，0~1 m硝态氮累积，1 m硝态氮淋洗的监测，其间的数量关系能够显著地以线性和指数方程回归^[41]。根据这些回归方程，我们计算了氮素盈余量分别为0和N 80 kg hm⁻²时，小麦-玉米轮作体系年尺度的氮素产出和淋洗参数（表3）。可以看出，在氮素盈余量为N 80 kg hm⁻²时，轮作体系总氮素投入量和地上部吸氮量均在合理范围内，淋洗出1 m土体的硝态氮应在环境容量范围内。关于0~1 m土体硝态氮的累积量指标，将在下文讨论。

张亦涛^[42]通过地中渗滤计（90~120 cm）

长期定位田间试验，对华北平原小麦-玉米轮作体系进行了五年的水氮、硝态氮淋洗及产量效应监测。依据年度淋洗水量和地下Ⅲ类水硝态氮含量（<20 mg L⁻¹）的乘积计算农田允许的最大硝酸盐淋洗量。五年监测结果表明，有淋洗事件的年份，小麦-玉米轮作年均淋失水量18 mm（11~25 mm），依此计算的农田允许最大硝态氮淋失量为N 3.65 kg hm⁻² a⁻¹。这个指标显然偏低，其原因可能是：（1）未包括非饱和流产生的淋洗；（2）以根层淋洗水的硝态氮含量作为地下水控制指标偏低，因为淋洗水的硝态氮在迁移至地下水的过程中还存在着转化、稀释等效应，最终到达地下水的硝态氮浓度会大大降低。未来需要建立地上部氮素输入或盈余，与浅层地下水硝态氮浓度变化的直接关系^[43]，才能得到符合实际情况的控制指标。

表3 典型冬小麦-夏玉米轮作体系氮素盈余指标下的产出和淋洗

氮素产出与淋洗 Crop output and leaching	氮素盈余指标 N surplus	
	0	80
氮素投入量 N input	306	441
地上部吸氮量 Aboveground N uptake	306	361
0 ~ 1 m硝态氮累积量 Nitrate accumulation in 0 ~ 1 m soil	200	254
1 m土层硝态氮淋失量 Nitrate leaching in 0 ~ 1 m soil	16	24

6.2 北方旱作农田收获后土体硝态氮允许残留指标

由于中国北方石灰性旱作农田土壤普遍具有较强的矿化和硝化能力，盈余的氮素在作物收获后绝大部分以硝态氮形式累积于土壤剖面不同层次^[39]。通常认为累积在根层（一般为0~1 m）的土壤NO₃⁻-N具有一定的生物有效性，但根层外（>1 m）的NO₃⁻-N则很难被作物利用。在旱作条件下，播前根层土壤无机氮（主要是硝态氮）常被用来作为土壤氮素供应的有效指标^[44]，而作物收获后根层硝态氮残留又被作为潜在淋洗的衡量指标^[39]，用来后评估氮素管理的合理程度。

Cui等^[44]通过在华北小麦-玉米轮作上大量田间试验总结出，在优化氮素管理条件下，收获后0~90 cm根层硝态氮应该维持在N 90~100 kg hm⁻²的临界范围内，既可以维持较高目标产量，又可以维持较低环境代价。这个数值相当于欧洲作物收获后硝态氮允许残留指标^[45]。为便于在我国农业生产实际中应用，我们推荐华北平原小麦、玉米收获后0~1 m根层的硝态氮允许残留指标为N 100 kg hm⁻²。从表3可以看出，在轮作体系年氮素盈余指标N 80 kg hm⁻² a⁻¹的情况下，两季作物收获后0~1 m土体的硝态氮累积量为N 254 kg hm⁻²，分配到每季作物，基本在N 100 kg hm⁻²左右。

通过文献荟萃分析^[39]，我们得到北方小麦、玉米不同施氮量范围0~1 m土体收获后的硝态氮累积量（图6），可以看出当施氮量低于N 100 kg hm⁻²时，土壤硝态氮累积量显著低于其他施氮情况下的累积，且在不同作物下基本稳定。我国目前小麦、玉米的推荐施氮量分别为N 150~250 kg hm⁻²，已

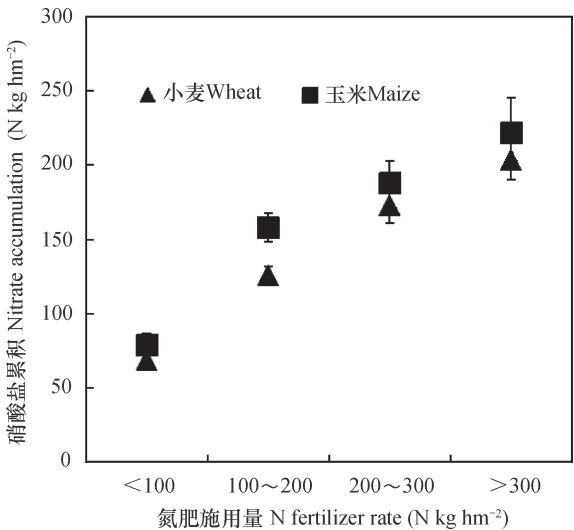


图6 我国半湿润区农田0~1 m土体硝酸盐累积与施肥量之间的关系^[39]

Fig. 6 Relationship between nitrate accumulation and fertilizer application in 0~1 m soil in Chinese semi-humid croplands^[39]

经造成了N 150 kg hm⁻²左右的土壤硝酸盐累积，可见我国北方旱作土壤极易累积硝态氮^[39]。因此，将作物收获后残留硝态氮控制在一定指标以下，对于降低硝态氮淋洗相当重要。

7 结 语

本文依据国际上氮素管理指标的研究进展，尝试建立了我国两个典型生态区小麦、玉米和水稻的氮素盈余指标。其他土壤-气候-作物系统也有一些研究资料，但还需要积累更长周期的详细资料，

尤其是蔬菜与果树生产体系, 来发展相应的氮素管理指标体系。优良氮素管理应该将系统氮素盈余和氮素利用率控制在指标范围内, 并且最大可能实现氮素在系统之间的循环利用、最大限度降低各个系统向环境的氮素扩散和逸出。

发展和应用氮素管理指标体系, 最终目的是评价和实现氮素优化管理, 以实现目标生产力、保护环境和提高土壤肥力, 实现生态环境的可持续利用和演替。这些指标可以对现有管理水平和措施进行评价, 同时作为基准, 对未来改进措施设置目标。有了这些可以参考的指标体系, 政府相关部门可以制定相应的政策, 在生产实际中贯彻执行。欧洲与氮素管理有关的政策涉及大气、水、生物多样性保护等多个方面^[46]。符合我国实际情况的相关指标体系和政策法规还处于起步和建设阶段。

参考文献

- [1] Zhang X, Guo Q, Shen X, et al. Water quality, agriculture and food safety in China: Current situation, trends, interdependencies, and management. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14 (11): 2365—2379
- [2] 白由路. 国内外耕地培育的差异与思考. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21 (6): 1381—1388
Bai Y L. Overview of rural land nurtures in China and abroad (In Chinese). *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21 (6): 1381—1388
- [3] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 327 (5968): 1008—1010
- [4] Sutton M A, Howard C M, Erisman J W, et al. *The European nitrogen assessment: Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press, 2011
- [5] Doering III O C, Galloway J N, Theis T L, et al. *Reactive nitrogen in the United States: An analysis of inputs, flows, consequences, and management options*. EPA-SAB-11-013. USEPA Agency Science Advisory Board Integrated Nitrogen Committee, Washington, DC, 2011
- [6] 巨晓棠. 氮肥有效率的观念及意义——兼论对传统氮肥利用率的理解误区. *土壤学报*, 2014, 51 (5): 921—933
Ju X T. The concept and meanings of nitrogen fertilizer availability ratio—Discussing misunderstanding of traditional nitrogen use efficiency (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (5): 921—933
- [7] Bleeker A, Sutton M, Winiwarter W, et al. Economy-wide nitrogen balances and indicators: Concept and methodology. *ENV/EPOC/WPEI (2012) 4/REV1*, 2012
- [8] 巨晓棠. 理论施氮量的改进及验证——兼论确定作物氮肥推荐量的方法. *土壤学报*, 2015, 52 (2): 249—261
Ju X T. Improvement and validation of theoretical N rate (TNR)—Discussing the methods for N fertilizer recommendation (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (2): 249—261
- [9] Townsend A R, Howarth R W, Bazzaz F A, et al. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, 1 (5): 240—246
- [10] Zhang X, Davidson E A, Mauzerall D L, et al. Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, 2015, 528 (7580): 51—59
- [11] Chen X, Cui Z, Fan M, et al. Producing more grain with lower environmental costs. *Nature*, 2014, 514 (7523): 486—489
- [12] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2009, 106 (9): 3041—3046
- [13] Vitousek P M, Matson P A, Nziguheba G, et al. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science*, 2009, 324 (5934): 1519—1520
- [14] Zhao X, Zhou Y, Wang S, et al. Nitrogen balance in a highly fertilized rice-wheat double-cropping system in southern China. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, 76 (3): 1068—1078
- [15] 巨晓棠, 谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势. *植物营养与肥料学报*, 2014, 20 (4): 783—795
Ju X T, Gu B J. Status-quo, problem and trend of nitrogen fertilization in China (In Chinese). *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2014, 20 (4): 783—795
- [16] 赵荣芳, 陈新平, 张福锁. 华北地区冬小麦-夏玉米轮作体系的氮素循环与平衡. *土壤学报*, 2009, 46 (4): 684—697
Zhao R F, Chen X P, Zhang F S. Nitrogen cycling and balance in winter-wheat summer-maize rotation system in Northern China Plain (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 (4): 684—697
- [17] Allison F E. The enigma of soil nitrogen balance sheets. *Advances in Agronomy*, 1955, 7: 213—250
- [18] Bouwman L, Goldewijk K K, van Der Hoek K W, et

- al. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110 (52) : 20882—20887
- [19] Fowler D, Coyle M, Skiba U, et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, 368 (1621) : 20130164
- [20] Ladha J K, Tirol-Padre A, Reddy C K, et al. Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice, and wheat production systems. *Scientific Reports*, 2016, 6: 19355
- [21] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70 (2) : 153—226
- [22] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). *Environmental indicators for agriculture: Methods and results*. OECD, 2001
- [23] EU Nitrogen Expert Panel. Nitrogen Use Efficiency (NUE) an indicator for the utilization of nitrogen in food systems. Wageningen University, 2015
- [24] Watson C A, Atkinson D. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: A comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, 53 (3) : 259—267
- [25] Oenema O, Kros H, de Vries W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: Implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 2003, 20 (1/2) : 3—16
- [26] Smaling E, Fresco L O. A decision-support model for monitoring nutrient balances under agricultural land-use (NUTMON). *Geoderma*, 1993, 60 (1/4) : 235—256
- [27] Smaling E M A, Oenema O. Estimating nutrient balances in agro-ecosystems at different spatial scales. New York: CRC Press, 1997: 229—252
- [28] Norton R, Davidson E, Roberts T. Nitrogen use efficiency and nutrient performance indicators. Washington, DC, 2015
- [29] 王火焰, 周健民. 肥料养分真实利用率计算与施肥策略. *土壤学报*, 2014, 51 (2) : 216—225
Wang H Y, Zhou J M. Calculation of real fertilizer use efficiency and discussion on fertilization strategies (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (2) : 216—225
- [30] Yan X, Ti C, Vitousek P, et al. Fertilizer nitrogen recovery efficiencies in crop production systems of China with and without consideration of the residual effect of nitrogen. *Environmental Research Letters*, 2014, 9 (9) : 95002
- [31] 寇长林. 华北平原集约化农作区不同种植体系施用氮肥对环境的影响. 北京: 中国农业大学, 2004
Kou C L. Effects of nitrogen fertilization of different intensive cropping systems on environment in North China Plain (In Chinese). Beijing: China Agricultural University, 2004
- [32] 李冬初. 应用NUTMON方法评价华北平原典型集约化小农户的养分循环和经济状况. 北京: 中国农业大学, 2006
Li D C. Evaluation of nutrient cycling and economic conditions of typical intensification smallholder farmers in North China Plain by using NETMON method (In Chinese). Beijing: China Agricultural University, 2006
- [33] Ye J. Land transfer and the pursuit of agricultural modernization in China. *Journal of Agrarian Change*, 2015, 15 (3) : 314—337
- [34] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58 (1) : 405—427
- [35] Ti C, Pan J, Xia Y, et al. A nitrogen budget of mainland China with spatial and temporal variation. *Biogeochemistry*, 2012, 108 (1/3) : 381—394
- [36] Cui S, Shi Y, Groffman P M, et al. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910–2010). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110 (6) : 2052—2057
- [37] Gu B, Ju X, Chang J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015, 112 (28) : 8792—8797
- [38] Ma L, Ma W Q, Velthof G L, et al. Modeling nutrient flows in the food chain of China. *Journal of Environment Quality*, 2010, 39 (4) : 1279
- [39] Zhou J, Gu B, Schlesinger W H, et al. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands. *Scientific Reports*, 2016, 6: 25088
- [40] Li Q, Yang A, Wang Z, et al. Effect of a new urease inhibitor on ammonia volatilization and nitrogen utilization in wheat in north and northwest China. *Field Crops Research*, 2015, 175: 96—105
- [41] 黄涛. 长期碳氮投入对土壤碳氮库及环境影响的机制. 北京: 中国农业大学, 2014
Huang T. The mechanisms of a long time carbon and nitrogen input on soil carbon and nitrogen pools and environmental impact (In Chinese). Beijing: China

- Agricultural University, 2014
- [42] 张亦涛. 基于地下水硝酸盐含量控制的我国北方主要粮食作物环境施氮阈值研究. 北京: 中国农业科学院, 2015
- Zhang Y T. Critical environmental nitrogen fertilization rate for the main grains in Northern China based on the controlling of groundwater nitrate concentration (In Chinese). Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2015
- [43] Ondersteijn C, Beldman A, Daatselaar C, et al. The Dutch mineral accounting system and the European nitrate directive: Implications for N and P management and farm performance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 92: 283—296
- [44] Cui Z, Chen X, Zhang F. Development of regional nitrogen rate guidelines for intensive cropping systems in China. *Agronomy Journal*, 2013, 105 (5) : 1411—1416
- [45] Hofman G. Nutrient management legislation in European countries. NUMALEC Report, 1999: Concerted action, Fair6-CT98-4215
- [46] Winiwarter W, Grizzetti B, Sutton M A. Nitrogen pollution in the EU: Best management strategies, regulations, and science needs. Air & Waste Management Association, 2015

Indexes of Nitrogen Management

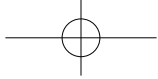
JU Xiaotang¹ GU Baojing²

(1 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

(2 Department of Land Management, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

Abstract To assess the nitrogen (N) management in different production systems or under different scales, choosing which indicators or indexes is crucial question to be answered for improving the N management. Recently, many new concepts, methods and indicators have been proposed for the N management internationally, to objectively evaluate and improve the N management level, and to provide criteria for producers and policy makers. Although these concepts and methods have been applied to the N studies and management in China in some cases, the understanding of these concepts and methods, and how to make the calculation and interpret the results still lacks systemic knowledge. No indicators thus have been developed to guide the policy making and practical application for the N management in agricultural systems in China. Therefore, this paper introduces the concepts, definitions, calculations and result analysis of international N management. On the basis of this introduction, we attempt to integrate the results from N studies under different scales and in different soil-crop systems, summed up the N management indicators for typical crop systems, and provide a scientific basis for achieving the better N management.

This study conducted literature searches on the N management indicators, summarized the concept and calculation methods of main N management indicators, including N budget, N balance, N surplus, and N use efficiency (NUE), and allowable residual nitrate in upland crops soil after harvest, and analyzed the relationship between these metrics. Results show: (1) The environmental cost is low if the N input-output of a production system within a reasonable limit under a certain technical and management level; the environmental cost increases rapidly with the increase of input after the net benefit reaching the maximum level; N inputs should be maintained within this limit. (2) N balance is an important indicator of N management and policy making, which is defined as the relationship between detail N inputs and outputs of a given system at a given time period; the excessive (surplus) or deficit (deficiency) N is calculated as the difference between N input and output on a per area basis; the concepts of N budget and N balance is different, and N budget is to calculate the detailed variations of N input, output, loss and system accumulation; N balance is divided into three categories: farm gate, soil surface, and soil system;



A tiered approach is recommended to calculate the N input, output and balance from farm scale to country scale; N surplus indicators should be determined based on soil-climatic conditions, the type of ecological agriculture and environmental capacity. (3) Within a given boundary, N use efficiency (NUE) is defined as the ratio of input and output of N product: $NUE = N \text{ products output} / N \text{ input}$. (4) International community recommended to report N output and surplus simultaneously when reporting the NUE, and the relationship analysis of NUE, N output and N surplus can help to improve the N management and achieve a better goal; when $NUE < 1$, N output is lower than input, the N that is not removed accumulates in the soil or enters the environment; when $NUE > 1$, N removal is larger than N input, representing soil N depletion that would result in decline of soil fertility; the recommended NUE internationally is ranged from 0.5 to 0.9; harvested N is around $80 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, and the N surplus is also around $80 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; $NUE > 0.9$ indicates soil N depletion, and $NUE < 0.5$ indicates low N use efficiency. (5) Soil inorganic N (mainly nitrate) in the root layer before sowing is often used as an effective indicator of soil N supply under rain-fed conditions, and residual nitrate in the root layer after harvest has been considered as a measure of leaching potential to assess the reasonableness of N management. (6) Most N balance studies are on field scale in China, and 80 and $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ N surplus could be the reference indexes of current production and management according to long-term accumulation of rich research data for the North China Plain wheat-maize rotation system and the Yangtze River Plain rice-wheat rotation system, respectively; the abovementioned reference index is based on a yearly rotation period, and the N surpluses should be set to 40 , 40 and 60 kg hm^{-2} if allocated to the major crops of wheat, corn, and rice in a single crop season; the allowable residual nitrate in the $0 \sim 1 \text{ m}$ root layer should be lower than 100 kg hm^{-2} after the harvest of wheat and corn in the North China.

The good N management should control the N surplus and NUE within the target range, maximize the N recycling and minimize the diffusion of N to the environment. Developing and applying the index system of N management is aim to evaluate and optimize the N management and achieve the targeted productivity, environmental protection, soil fertility improvement, and sustainable use and succession of the environment. These indicators can measure the existing management and measures, and as a benchmark for future improvements. The policy-makers can use these indicators to formulate corresponding policies, and implement in the practices.

Key words Nitrogen balance; Nitrogen surplus; Nitrogen use efficiency; Nitrogen management; Nitrogen losses; Indicators

(责任编辑: 陈德明)