

玉米与不同功能植物间作对环境的影响

聂胜委, 陈源泉, 高旺盛, 隋 鹏, 李媛媛, 黄坚雄

(中国农业大学循环农业研究中心, 北京 100193)

摘 要:以当前农业生产领域的热点问题 N 素污染为研究对象,在玉米种植中引入苜蓿、黑麦草、花生和大豆 4 种功能植物与其间作,试图通过植物修复手段达到减少 N 污染的目的。应用生命周期评价方法评价了不同种植模式对环境的影响。结果表明,5 种植模式对环境影响的大小依次为:玉米 || 黑麦草>玉米单作>玉米 || 花生>玉米 || 苜蓿>玉米 || 大豆模式,环境影响综合指数分别为 0.145 9、0.129 5、0.122 9、0.113 6 和 0.094 5。玉米 || 花生、玉米 || 苜蓿、玉米 || 大豆模式可以有效地减小由于过量施用氮肥对环境造成的影响,而玉米 || 黑麦草模式则加重了对环境的负面影响。说明选择适宜的功能植物(如 花生、苜蓿和大豆)引入玉米群体可以有效减小过量施肥对环境的影响。

关键词:生命周期评价;玉米;种植模式

中图分类号:S181 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)10-2204-07

Environmental Impacts of Maize Intercropping with Different Cover Crops

NIE Sheng-wei, CHEN Yuan-quan, GAO Wang-sheng, SUI Peng, LI Yuan-yuan, HUANG Jian-xiong

(Research Centre of Circular Agriculture, CAU, Beijing 100193, China)

Abstract: Life cycle assessment method was used to analyze the environmental impacts for maize intercropping with four different cover crops (such as alfalfa, ryegrass, soyeabean, and groundnet) in Shangzhuang experiment station, Beijing. The ranks of the comprehensive index for environmental impacts in different cropping patterns showed that maize || ryegrass>maize sole>maize || groundnet>maize || alfalfa>maize || soyeabean, with the corresponding values of 0.145 9, 0.129 5, 0.122 9, 0.113 6 and 0.094 5, respectively. The findings indicate that the maize intercrop with groundnet, alfalfa and soyeabean could be suitable to reduced the negative effects on environment owing to overuse nitrogen fertilizer.

Keywords: life cycle assessment; maize; cropping patterns

化肥、农药、机械等化石能源大量投入促进了现代农业的快速发展,大量化肥尤其是氮肥的投入支撑着世界粮食产量的不断提高。但是,化肥在促进粮食增产的同时也带来了负面的环境影响,这成为当前国际研究和关注的焦点。据 FAO 统计资料显示,2005 年世界氮肥总需求量为 0.97 亿 t,2006 年为 1.01 亿 t,比 2005 年增长了 3.77%^[1];我国 2000—2006 年的化肥年均产量以 9% 的速度增加,2006 年各类化肥的总产量达 5 345 万 t^[2]。以华北平原为例,氮肥的年平均使用量达到了 450 kg 纯氮·hm⁻²^[3],远远超过了作物的正常需求量。过量施用氮肥不但造成氮的淋溶损失,同

时严重污染农田生态环境,尤其是地下水^[4-5]。因此,如何控制农田氮素污染以及淋溶损失已成为农业环境科学工作者研究和关注的重点。目前对农田氮肥污染治理的研究主要集中在采用可控缓释肥^[6]、改进田间管理^[7]、改进施肥方式^[8]、利用植物修复^[9-10]等方面,其中植物修复技术具有经济、方便、实用和有效等特点,成为近年来研究的热点。

植物修复是指利用绿色植物从环境中吸收带走污染物或将污染物无害化而达到治理环境污染目的,当前利用植物修复治理环境污染的应用领域主要集中在重金属、农药、石油等污染物的治理^[11],对于化肥污染尤其是农田氮污染的研究较少。因此,本研究以当前农业生产中的热点问题——过量施用氮肥导致农田面源污染为出发点,在田间引入功能修复植物与主栽作物间作,并采用生命周期评价方法(Life Cycle Assessment)评价作物与不同功能植物的间作模式

收稿日期:2009-03-13

基金项目:“十一五”国家科技支撑计划重点项目(2006BAD02A15, 2007BAD89B01)

作者简介:聂胜委(1979—),男,博士研究生,研究方向为农田受损生态系统修复。E-mail:nsw2007@cau.edu.cn

通讯作者:高旺盛 E-mail:wshgao@cau.edu.cn

对环境的影响。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于中国农业大学上庄试验站 (39.9°N, 116.3°E), 气候类型为暖温带半湿润大陆性季风气候, 夏季炎热多雨, 冬季寒冷干燥, 春、秋短促。年平均气温 10~12 °C, 1 月气温 -7~-4 °C, 7 月气温 25~26 °C。极端最低温度 -27.4 °C, 极端最高温度 42 °C 以上。全年无霜期 180~200 d。年均降雨量 >600 mm, 降水季节分配很不均匀, 全年降水的 75% 集中在夏季, 7、8 月常有暴雨。

1.2 试验设计

目前关于农田氮污染的植物修复主要是利用植物富集 (*Accumulation*) 或者填闲作物 (*Catching Crops*) 来防止硝酸盐淋溶或者流失。Holger K 等研究证明大田作物收获后播种填闲作物与没有种植填闲作物的相比, 可以降低 80% 的硝酸盐损失^[12]。前人在利用植物修复农田氮污染以及淋失等方面的研究得出, 黑麦草^[13-14, 16, 45]、苜蓿^[17]、菊苣^[14]、小黑麦^[15]以及豆科类^[18]等植物对治理氮污染具有较为明显的效果, 同时利用间作套种的种植技术也可有效减少氮的淋溶损失^[19]。因此, 本研究初步选择了黑麦草、苜蓿、花生和大豆 4 种植物作为修复植物与玉米间作, 研究其间作后对环境的影响。

试验为单因素完全随机区组设计, 试验地面积为 30 m×44 m, 小区面积为 4.8 m×5 m, 4 种修复植物分别与玉米间作, 玉米单作设为对照, 共计 5 个处理, 每个处理 3 次重复。为了创造氮肥污染环境, 本试验的氮肥施用量是在当地大田生产氮肥常规用量的基础上增加 1 倍 (总施氮量为纯氮 375 kg·hm⁻²), 施肥分为两次进行, 第一次在玉米苗期, 第二次在喇叭口期, 两次的施肥量按照 7:3 的比例分配, 施肥方式为大田开沟均匀撒施。试验所用玉米品种为郑单 958, 2008

年 5 月 20 日播种, 播种深度为 5~10 cm, 在玉米 3 叶期进行间苗, 5 叶期定苗。宽窄行种植, 宽行距 80 cm, 窄行距 40 cm, 株距 29 cm, 密度为 69 000 株·hm⁻², 人工点播。各处理依次为玉米 || 苜蓿 (CMX)、玉米 || 黑麦草 (CHM)、玉米 || 花生 (CGT)、玉米 || 大豆 (CST), 玉米单作 (CK) 作为对照, 在播种的当天播种修复植物。在作物生长的喇叭口期、灌浆期、成熟期进行田间氨气挥发、土壤及土壤水溶液中硝态氮的测定用紫外分光光度计法测定^[33]; 氨气挥发用通气法^[28]取样, 用分光光度法测定^[33]。作物于 2008 年 9 月 20 日成熟收获, 取样并用烘干法测定各种种植模式的干物质重量。各种种植模式的物质投入及干物质生产量见表 1。

1.3 分析方法

研究采用的生命周期评价 (Life Cycle Assessment, LCA) 是目前环境影响分析、评价与管理的重要工具之一, 已被纳入 ISO14000 环境管理体系^[20-21]。本研究分析根据国际环境毒理学和化学学会 (SETAC) 规定的 4 个步骤对不同模式进行环境影响评价^[22], 以生产 1 t 干物质量为评价的功能单位, 研究不同间作模式从原料生产到作物种植过程的资源消耗与环境排放。

2 不同种植模式的环境影响清单分析

清单分析是生命周期评价的核心环节, 本研究分析的生命周期主要包括原料开采与运输、化肥的生产以及作物种植 3 个阶段。其中直接能源 (煤) 和间接能源 (化肥) 开采与生产的能耗数据采用杨建新等根据中国的实际情况开发生命周期能源与环境评价模型计算^[23], 并根据 Brentrup F 等的研究结论和本研究的具体情况进行调整^[24-26], 相关的厂房、设备、建筑设施、运输工具等生产的环境影响不予考虑。

2.1 资源消耗

不同种植模式生命周期消耗主要考虑煤、石油和天然气等不可再生资源消耗 (表 2)。清单中消耗的煤主

表 1 不同种植模式的物质投入以及生物产量

Table 1 Material input and biomass output of different cropping patterns

处理 treatments	N 投入 N inputs/ kg·hm ⁻²	农药投入 Pesticides inputs/ kg·hm ⁻²	种子投入 Seeds inputs/ kg·hm ⁻²	生物量产出 Biomass outputs/t·hm ⁻²
玉米单作 (maize sole)	375	1.8	15	19.3
玉米 花生 (maize groundnut)	375	1.8	15	19.8
玉米 黑麦草 (maize ryegrass)	375	1.8	15	17.3
玉米 苜蓿 (maize alfalfa)	375	1.8	15	20.1
玉米 大豆 (maize soyeabean)	375	1.8	15	29.8

要用于化肥的生产,汽油、柴油等主要用于原料的开采和运输,燃油、焦炉气和天然气主要用于电力生产(见表2)。由表2可以看出,玉米||黑麦草种植模式所消耗的煤炭、燃油、汽油和柴油最多,玉米||大豆种植模式消耗的能源最少,各模式资源消耗的大小依次为:玉米||黑麦草>玉米单作>玉米||花生>玉米||苜蓿>玉米||大豆。在各种资源消耗中,煤炭是不同种植模式生命周期最为重要的能源,这与我国当前农业能源消费结构相一致;其次为用于发电的燃油能源消耗。用于运输的能源消耗则在整个资源消耗中所占的比重较小。

2.2 污染物排放

本文中直接能源(煤)和间接能源(化肥)开采与生产阶段的污染物(CO_2 、CO、 SO_2 、 CH_4 、 NO_x 等)排放数据采用杨建新等的模型计算^[23],作物整个生育期内 N_2O 的排放系数根据Brentup F等研究结果计算^[25]。硝态氮淋失和氨气挥发由于容易受到灌溉、降水和施

肥量等因素的影响,为了使评价更具科学性,主要采用本试验自行测定的数据。农药残留率参考Van Calker等的研究结果,进入大气、水体和土壤的污染物分别以农药有效成分投入量的10%、1%和43%计算^[27]。

将原料开采、运输、化肥生产以及作物种植等阶段污染物排放量汇总,得到不同种植模式生命周期排放的总清单(表3)。由表3可以看出,在所有的污染物排放中,原料开采、运输以及作物种植环节中, CO_2 的排放始终处于绝对的优势地位,其次为 NH_3 的释放。污染排放最多的是 CO_2 ,其次为 SO_2 和 NH_3 , NO_x 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的排放次之, CH_4 、CO等排放最少。不同种植模式中,除了玉米||黑麦草种植模式的污染物排放高于玉米单作模式外,其他3种间作模式的污染物排放量均低于玉米单作模式。各污染物排放量大小依次为:玉米||黑麦草>玉米单作>玉米||花生>玉米||苜蓿>玉米||大豆。

表2 玉米不同种植模式下的资源消耗清单($\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}\cdot\text{hm}^{-2}$)

Table 2 Resource depletion inventory of different cropping patterns($\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}\cdot\text{hm}^{-2}$)

资源消耗 Resource depletion	玉米单作 (maize sole)	玉米 花生 (maize groundnut)	玉米 黑麦草 (maize ryegrass)	玉米 苜蓿 (maize alfalfa)	玉米 大豆 (maize soyeabean)
每公顷生物量产出所消耗的纯N Depletion pure N per hectare biomass outputs	19.5	19.0	21.634	18.7	12.6
煤炭 Hard coal	397.4	387.3	442.0	381.5	256.7
汽油 gaslion	2.9	2.8	3.2	2.8	1.9
柴油 Diesel fuel	3.4	3.3	3.8	3.2	2.2
燃油 Fuel oil	11.8	11.5	13.1	11.4	7.6
原油 Crude oil	1.5	1.5	1.7	1.4	1.0
焦炉气 Oven gas	0.8	0.8	0.9	0.8	0.5

注:表中资源消耗量为每公顷投入资源量除以各个处理每公顷的总生物产量。

Notes: Resource depletion of each cropping systems in table is the resource inputs per hectare divided by its total biomass

表3 玉米不同种植模式的污染物排放清单($\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$)

Table 3 Emissions inventory of different cropping patterns($\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$)

污染物排放 Eimissions	玉米单作 (maize sole)	玉米 花生 (maize groundnut)	玉米 黑麦草 (maize ryegrass)	玉米 苜蓿 (maize alfalfa)	玉米 大豆 (maize soyeabean)
CO_2	682.2	664.9	758.7	654.8	440.6
CO	1.653	1.610	1.838	1.586	1.067
SO_2	6.158	6.001	6.848	5.910	3.977
CH_4	0.538	0.524	0.598	0.517	0.348
NO_x	3.113	3.034	3.462	2.988	2.011
NH_3	6.494	5.914	7.362	5.006	5.489
N_2O	0.243	0.237	0.270	0.233	0.157
农药	0.028	0.027	0.031	0.027	0.018

注:表中不同种植模式下污染物 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 NH_3 的排放采用本研究的数据。

Notes: the $\text{NO}_3\text{-N}$ and NH_3 emissions for each cropping systems datas from this study.

3 不同种植模式的环境影响评价

影响评价是在完成目标界定以及清单分析后开展的重要工作,其目的是根据清单分析后所提供的物料、能源消耗数据以及各种排放数据对产品所造成的环境影响进行评估。本研究根据种植业系统的特点仅考虑能源消耗、气候变化、环境酸化、富营养化、人类毒性、水生生态毒性和陆地生态毒性 7 种环境影响类型。同类污染物通过当量系数转换为参照物的环境影响潜力。

3.1 能源消耗与气候变化

各种种植模式的能源消耗主要发生在农资的生产阶段,由表 4 可以看出,玉米单作、玉米 || 黑麦草模式的能源消耗分别为 9 147.847、10 173.77 MJ·t⁻¹,除玉米 || 黑麦草模式外,玉米 || 花生、玉米 || 苜蓿、玉米 || 大豆 3 种植模式均比玉米单作的能源消耗低,分别减少 232.615、367.116、3 239.31 MJ·t⁻¹。说明在相同的资源投入的情况下,在玉米群体中以间作的方式引入合适的功能修复植物,可以有效减少资源的消耗。

本研究采用全球变暖潜力(Global warming potential, GWP)来衡量不同种植模式生命周期温室气体排放对气候变化的影响。气候变化以 CO₂ 为参照物转化为全球变暖潜力(以 CO₂ 当量表示),CH₄、N₂O 和 CO 的当量系数分别为 21、310 和 2^[29]。由图 1 可以看出,各种种植模式中对全球变暖影响贡献最大的是 CO₂,其次为 N₂O 和 CH₄,CO 的影响最小;不同的种植模式中,玉米 || 黑麦草模式总的变暖潜力最大,其次为玉米单作模式,其他 3 种植模式的变暖潜力均低于玉米单作。

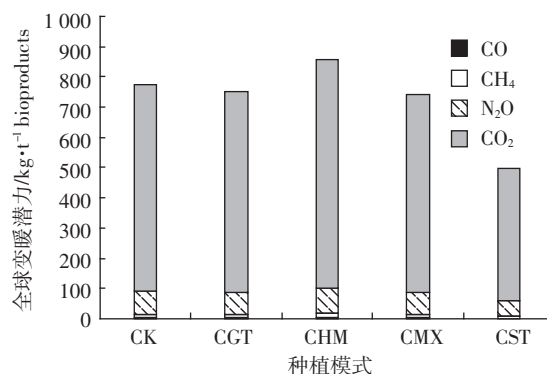
3.2 环境酸化和富营养化

不同种植模式下富营养化的污染物主要是种植阶段农田 NH₃ 挥发和 NO₃-N 淋失。富营养化以 PO₄³⁻ 为参照物(以 PO₄ 为当量表示),NO_x、NH₃ 和 NO₃-N 的

表 4 玉米不同种植模式的能源消耗潜力比较(MJ·t⁻¹)

Table 4 Energy depletion potential of different cropping patterns (MJ·t⁻¹)

模式 Cropping patterns	能源消耗 Energy depletion	增减量 Decreasing values
玉米单作(maize sole)	9 147.8	0
玉米 花生(maize groundnut)	8 915.2	-232.6
玉米 黑麦草(maize ryegrass)	10 173.8	1 025.9
玉米 苜蓿(maize alfalfa)	8 780.7	-367.1
玉米 大豆(maize soyabean)	5 908.5	-3 239.3



(CK-玉米单作、CGT-玉米 || 花生、CHM-玉米 || 黑麦草、CMX-玉米 || 苜蓿、CST-玉米 || 大豆,下同)

图 1 不同种植模式下全球变暖潜力

Figure 1 Global warming potential (kgCO₂·t⁻¹ bioproductivity) of different cropping patterns

富营养化潜力当量系数参照 Brentrop F 等^[27]的数据分别为 0.1、0.35 和 0.42。由图 2 可以看出,各种种植模式中总的富营养化潜力中贡献最大的是 NH₃ 挥发,其次是农田硝态氮淋失。不同种植模式间总富营养化潜力大小依次为玉米 || 黑麦草>玉米单作>玉米 || 花生>玉米 || 苜蓿>玉米 || 大豆;与玉米单作模式相比,玉米 || 花生、玉米 || 苜蓿、玉米 || 大豆 3 种植模式均可有效减少对环境的富营养化潜力。

引起环境酸化的主要污染物是 SO₂、NH₃、NO_x,其中 SO₂、NH₃ 对环境酸化的贡献最大;环境酸化以 SO₂ 为参照物(以 SO₂ 当量表示),NO_x、NH₃ 的酸化潜力分别为 0.7、1.89^[30]。由图 3 可以看出,玉米 || 黑麦草模式的环境酸化潜力最大,达到了 22.921 kg SO₂·t⁻¹ 生物量,比玉米单作模式的环境酸化潜力高 2.311 个当量单位;玉米 || 大豆模式的环境酸化潜力最小为 13.312 kg SO₂·t⁻¹ 生物量,比玉米单作模式减少 7.3 个当量单

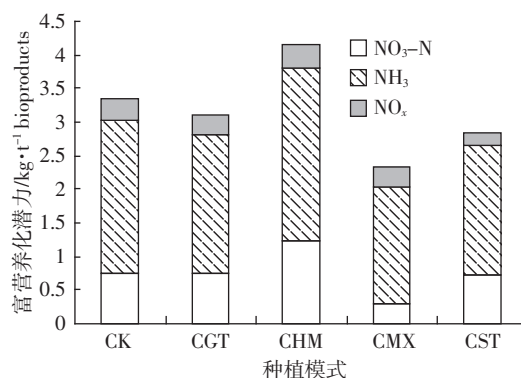


图 2 不同种植模式下富营养化潜力

Figure 2 Eutrophication (kgPO₄·t⁻¹ bioproductivity) potential of different cropping patterns

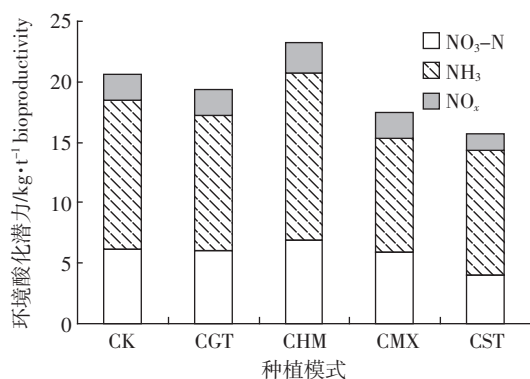


图3 不同种植模式下环境酸化潜力

Figure 3 Acidification ($\text{kgSO}_2 \cdot \text{t}^{-1}$ bioproductivity) potential of different cropping patterns

位,减少了 35%。

3.3 人类毒性、水生生态毒性和陆地生态毒性

水生生态毒性、陆地生态毒性和人类毒性主要来源于作物种植阶段农药施用后的残留。本试验主要施用有机磷杀虫剂,因此农药以 1,4-DCB 为参照物,残留于空气、水体和土壤的农药相对于参照物的当量系数用 Huijbregts M A J^[31]的研究结果。由图 4 可以看出,施用农药后残留于水体中的量最大,其次是土壤。不同种植模式比较可知,玉米 || 黑麦草模式的水生生态毒性、陆地生态毒性和人类毒性都是最高的,分别为 8.332、1.683 和 0.598 $\text{kg1,4-DCB-equiva} \cdot \text{t}^{-1}$,与玉米单作相比,玉米 || 花生、玉米 || 大豆和玉米 || 苜蓿模式的生态毒性和人类毒性则相对较低。由于农药的残留量较大,对水体、土壤以及人类的健康均产生了较大的影响。

4 综合评价结果

为了使各种环境影响类型有相对统一的比较基准,本研究采用杨建新对我国 1990 年以来人均环境影响潜力为基准值,各指标权重采用王明新等的数
据^[32],对不同种植模式所产生的环境影响进行标准化处理,并计算和比较不同种植模式下的环境影响综合指数。由图 5 可以看出,不同种植模式对环境影响潜力较大的类别依次为环境酸化、能源消耗、全球变暖和富营养化。即不同的生产模式每生产 1 t 干物质量

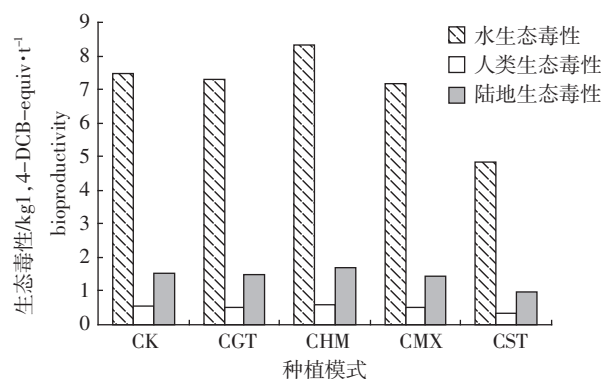


图4 不同种植模式下水生生态毒性、陆地生态毒性和人类毒性的比较

Figure 4 Water eco-toxicity, Human and Terrestrial eco-toxicity ($\text{kg1,4-DCB-equiva} \cdot \text{t}^{-1}$ bioproductivity) of different cropping patterns

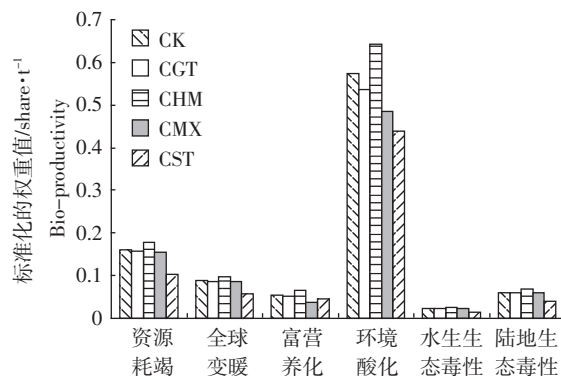


图5 不同种植模式下环境影响潜力标准化的比较

Figure 5 Normalization values of the environment impacts of different cropping patterns

对环境产生的酸化潜力至少相当于我国 1990 年的 38.5%以上,能源消耗、全球变暖和富营养化则分别至少是我国 1990 年的 10%、6%和 3.8%以上。

由表 5 可以看出,经过加权评估后,玉米单作、玉米 || 花生、玉米 || 黑麦草、玉米 || 苜蓿和玉米 || 大豆的生命周期环境影响综合指数分别为 0.129 5、0.122 9、0.145 9、0.113 6 和 0.094 5。与玉米单作模式相比,玉米 || 花生、玉米 || 苜蓿、玉米 || 大豆 3 种模式的环境影响潜力分别减少了 0.006 6、0.015 9、0.035 0,在一定程度上削弱了过量施用氮肥对环境的负面影响;而

表 5 玉米不同种植模式的环境影响综合指数

Table 5 Environmental impact index of different cropping patterns

种植模式 Cropping patterns	玉米单作 (maize sole)	玉米 花生 (maize groundnut)	玉米 黑麦草 (maize ryegrass)	玉米 苜蓿 (maize alfalfa)	玉米 大豆 (maize soyabean)
综合指数 Impact index	0.129 5	0.122 9	0.145 9	0.113 6	0.094 5

玉米||黑麦草模式则增加了0.0164, 加大了对环境的负面影响。

5 结论与讨论

本研究初步得出,与玉米单作相比,玉米与大豆、花生、苜蓿间作,可以有效减少由于过量施氮对环境的负面影响,而玉米与黑麦草间作则加重了环境负面影响。初步证明了可以通过筛选在大田作物中引入适宜功能植物的方法来减少过量化肥使用带来的负面影响。

本研究采用生命周期方法来评价农田种植模式对环境的综合影响,克服了传统的微观研究中注重氮肥利用效率单一指标的不足,评价结果更具系统性和科学性。但目前该方法的一些参数和基准值确定是一个研究热点和难点,本研究主要采用了前人的研究成果,其准确性有待于进一步验证。

参考文献:

- [1] <http://www.fao.org/>
- [2] 龙文军. 2007年化肥国内市场分析及2008年趋势展望[J]. 磷肥与复肥, 2008, 3: 1-5.
LONG Wen-jun. Analysis on China's chemical fertilizer market in 2007 and prospects for the trend in 2008[J]. *Phosphate & Compound Fertilizer*, 2008, 3: 1-5.
- [3] Liu X, Ju X, Zhang F, et al. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat maize cropping system in the North China Plain[J]. *Field Crops Research*, 2003, 83: 111-124.
- [4] Babiker I S, Mohamed M A A, Terao H, et al. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system[J]. *Environment International*, 2004, 29(8): 1009-1017.
- [5] Thorburn P J, Biggs J S, Weier K L, et al. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2003, 94: 49-58.
- [6] 谢红梅, 朱波, 朱钟麟. 无机与有机肥配施下紫色土铵态氮、硝态氮时空变异研究——夏玉米季[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(2): 103-106.
XIE Hong-mei, ZHU Bo, ZHU Zhong-lin. Temporal-spatial variations of soil ammonia and nitrate under application of inorganic and fertilizers in purple soil-summer corn season[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2006, 14(2): 103-106.
- [7] Hu C S, Delgado J A, Zhang X, et al. Assessment of groundwater use by wheat (*Triticum aestivum* L.) in the Luancheng Xian Region and potential implications for water conservation in the Northwestern North China Plain[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 60: 80-88.
- [8] 全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. 生态学报, 2002, 22(3): 291-299.
QUAN Wei-min, YAN Li-jiao. Effects of agricultural non-point source pollution on eutrophication of water body and its control measure[J]. *Acta Ecological Sinica*, 2002, 22(3): 291-299.
- [9] 张兴昌, 邵明安, 黄占斌, 等. 不同植被对土壤侵蚀和氮素流失的影响[J]. 生态学报, 2000, 20(6): 1038-1046.
ZHANG Xing-chang, SHAO Ming-an, HUANG Zhan-bin, et al. An experimental research on soil erosion and nitrogen loss under different vegetation[J]. *Acta Ecological Sinica*, 2000, 20(6): 1038-1046.
- [10] 张兴昌, 刘国斌, 付会芳. 不同植被覆盖度对流域氮素径流流失的影响[J]. 环境科学, 2000, 21(6): 16-19.
ZHANG Xing-chang, LIU Guo-bin, FU Hui-fang. Soil nitrogen losses of catchment by water erosion as affected by vegetation coverage[J]. *Environment Science*, 2000, 21(6): 16-19.
- [11] 李法云, 曲向荣, 吴龙华, 等. 污染土壤生物修复理论基础与技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006: 131-139.
LI Fa-yun, QU Xiang-rong, WU Long-hua, et al. Foundation theory and technology of phytoremediation on soil pollution[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2006: 131-139.
- [12] Holger Kirchmann, et al. Possibilities for reducing nitrate leaching from agricultural land[J]. *Royal Swedish Academy of Sciences*, 2002, 31: 404-408.
- [13] Zagal E, Rydberg I, Mårtensson A. Carbon distribution and variations in nitrogen-uptake between catch crop species in pot experiments[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33: 523-532.
- [14] Christian Bugge Henriksen, Jesper Rasmussen, Jens Peter Molgaard. Potato tuber yield and quality and soil inorganic nitrogen as affected by timing of ridging with and without catch crops[J]. *Soil and Tillage Research*, 2007, 94: 36-46.
- [15] M Ângelo Rodrigues, João Coutinho, Fernando Martins. Efficacy and limitations of Triticale as a nitrogen catch crop in a mediterranean environment[J]. *European Journal of Agronomy*, 2002, 17: 155-160.
- [16] Ingrid K Thomsen. Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2004, 111: 21-29.
- [17] Margrethe Askegaard, Jorgen Eriksen. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 123: 99-108.
- [18] Becker M, Asch F, Maskey S L, et al. Effects of transition season management on soil N dynamics and system N balances in rice-wheat rotations of Nepal[J]. *Field Crops Research*, 2007, 103: 98-108.
- [19] Whitmore A P, Schröder J J. Intercropping reduces nitrate leaching from under field crops without loss of yield: A modelling study[J]. *European J Agronomy*, 2007(27): 81-88.
- [20] Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, et al. Life cycle assessment Part I: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications[J]. *Environment International*, 2004, 30: 701-720.
- [21] 杨建新. 面向产品的环境管理工具: 产品生命周期评价[J]. 环境科学, 1999, 20(1): 100-103.
YANG Jian-xin. Toward a product-orientated environmental management: Life cycle assessment[J]. *Environmental Science*, 1999, 20(1): 100-103.

- [22] 邓南圣,王小兵. 生命周期评价[M]. 北京:化学工业出版社, 2003:43-44.
DENG Nan-sheng, WANG Xiao-bing. Life cycle assessment [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003:43-44.
- [23] 杨建新,徐成,王如松. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京:气象出版社, 2002:105-114.
YANG Jian-xin, XU Cheng, WANG Ru-song. Methodology and application of life cycle assessment[M]. Beijing: China Meteorological Press, 2002:105-114.
- [24] Küsters J, Brentrup F. Life cycle analysis of different fertilizing strategies in winter wheat production[C]//IFA, Agricultural conference on managing plant nutrition towards maximum resource efficiency. Barcelona, Spain, 1999:42-51.
- [25] Brentrup F, Küsters J, Kuhlmann H, et al. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers[J]. *Europ J Agronomy*, 2001, 14:221-223.
- [26] Brentrup F, Küsters J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production[J]. *Europ J Agronomy*, 2004, 20:247-264.
- [27] Van Calster K J, Berentsen P B M, de Boer I M J, et al. An LP-model to analyse economic and ecological sustainability on Dutch dairy farms: model presentation and application for experimental farm "de Marke" [J]. *Agricultural Systems*, 2004, 82:139-160.
- [28] 王朝辉,刘学军. 田间土壤氮挥发的原位测定——通气法[J]. 植物营养与肥料科学学报, 2002, 2:205-209.
WANG Zhao-hui, LIU Xue-jun, JU Xiao-tang, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 2:205-209.
- [29] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 1995—the science of climate change[M]. University Press, Cambridge, UK, 1996.
- [30] Reinhardt G A. Bilanzen über diegesamten Lebenswege[M]//Kaltschmitt M, Reinhardt G A. Nachwachsende Energieträger—Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Verlag Vieweg, Braunschweig, Wiesbaden, Germany, 1997:84-95.
- [31] Huijbregts M A J, Thissen U, Guinee J B, et al. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USESLCA[J]. *Chemosphere*, 2000, 41:541-573.
- [32] 王明新,包永红,吴文良,等. 华北平原冬小麦生命周期环境影响评价[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5):1127-1132.
WANG Ming-xin, BAO Yong-hong, WU Wen-liang, et al. Life cycle environmental impact assessment of winter wheat in North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5):1127-1132.
- [33] 崔建宇,陈范骏,朱洪群. 土壤、植物与环境分析[M]. 北京:中国农业大学出版社, 2007:40-45.
CUI Jian-yu, CHEN Fan-jun, ZHU Hong-qun. Soil, plant and environment analysis[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2007:40-45.