中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture
中文核心期刊
中国科技核心期刊
中国精品科技期刊
百种中国杰出学术期刊
中国科学引文数据库源刊

褐土区农田土壤氮磷淋溶特征及其管理措施

郭胜利，张树兰，党廷辉，郭李萍，李丽君，高鹏程，王蕊

引用本文:
郭胜利, 张树兰, 党廷辉, 等. 褐土区农田土壤氮磷淋溶特征及其管理措施[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 163–175.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200576

(向下翻页，阅读全文)

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

中国北方农田氮磷淋溶损失污染与防控机制

Mitigation of nitrogen and phosphorus leaching from cropland in northern China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 1–10 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200910

黑土区农田氮磷淋溶消减措施

Mitigation of nitrogen and phosphorus leaching from black soil croplands in Northeast China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 113–118 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200496

褐土区氮磷在土壤发生层中淋溶的差异性

Nitrogen and phosphorus leaching differs among cinnamon soil layers

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 197–207 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200585

不同水肥措施下华北露地菜地氮淋溶特征

The effects of water and fertilizer practices on nitrogen leaching in open–field vegetable soil in North China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 176–186 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200533

科技部“十三五”农业面源和重金属污染农田综合防治与修复技术研发重点专项“农田氮磷淋溶损失污染与防控机制研究”项目正式启动

中国生态农业学报. 2016, 24(11): 1575–1576 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.160892

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 1 月 第 29 卷 第 1 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Jan. 2021, 29(1): 163−175

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.200576

郭胜利, 张树兰, 党廷辉, 郭李萍, 李丽君, 高鹏程, 王蕊. 褐土区农田土壤氮磷淋溶特征及其管理措施[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 163−175

GUO S L, ZHANG S L, DANG T H, GUO L P, LI L J, GAO P C, WANG R. Effects of field management practices on nitrogen and phosphate leaching in the cinnamon soil area of China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(1): 163−175

褐土区农田土壤氮磷淋溶特征及其管理措施*

郭胜利[1], 张树兰[2], 党廷辉[1], 郭李萍[3], 李丽君[4], 高鹏程[2], 王 蕊[1]

(1. 西北农林科技大学水土保持研究所 杨凌 712100; 2. 西北农林科技大学资源环境学院 杨凌 712100; 3. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所 北京 100081; 4. 山西农业大学资源环境学院/山西省土壤环境与养分资源重点实验室 太原 030031)

摘 要: 自 20 世纪 90 年代以来, 持续过量氮磷化肥投入导致农业面源污染日益严重, 了解农田土壤氮磷淋溶特征是降低地下水污染的基础。基于田间调查、长期定位肥料试验和田间试验, 分析褐土区氮磷的盈余状况, 阐明该区农田土壤氮磷的盈余变化、淋溶特征; 评价田间管理措施对农田土壤氮磷淋溶的影响。结果表明, 典型褐土区关中平原过量施氮的土壤达到 83%以上, 大量土壤硝态氮已经迁移到 100 cm 土层以下, 15%的水井地下水的硝态氮含量超过 10 mg·L^{-1}(WHO 饮用水标准); 80%耕层土壤有效磷(Olsen-P)含量已超过 20 mg·kg^{-1}, 富磷土壤已出现可溶性磷素向耕层以下迁移的现象。氮肥和磷肥的投入量、氮磷吸收量和土壤氮磷残留量之间存在着 3 个发展阶段: 环境友好-资源高效阶段、环境低风险-资源低效阶段和环境有害-资源无效阶段。与当地常规水肥投入量相比, 在保证产量的前提下, 化肥减量、降低灌溉量、施用生物炭或秸秆还田都可以降低氮磷淋失量; 其中化肥减量、降低灌溉可显著降低氮磷的淋失, 其次是施用生物炭和秸秆。施用秸秆条件下, 阻控硝态氮淋失与微生物生物量碳氮的提高、土壤硝化势降低或反硝化势升高有关。此外, 需要关注褐土区粮果复合系统中土壤氮磷淋溶的环境效应、地下水硝酸盐污染的溯源等问题。

关键词: 褐土区; 农田土壤; 蔬菜地土壤; 氮磷淋失; 阻控措施

中图分类号: S145.6 开放科学码(资源服务)标识码(OSID):

Effects of field management practices on nitrogen and phosphate leaching in the cinnamon soil area of China*

GUO Shengli[1], ZHANG Shulan[2], DANG Tinghui[1], GUO Liping[3], LI Lijun[4], GAO Pengcheng[2], WANG Rui[1]

(1. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 3. Institute of Environmental and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 4. College of Resources and Environment, Shanxi Agricultural University / Shanxi Province Key Laboratory of Soil Environment and Nutrient Resources, Taiyuan 030031, China)

Abstract: Excessive application of nitrogen (N) and phosphate (P) fertilizers have increasingly caused agricultural nonpoint source pollution and groundwater contamination in China since the 1990s. Understanding N and P leaching is critical for reducing groundwater contamination. Field survey data, long-term experimental data, and recent experimental results were used to investigate N and P leaching from arable cinnamon soil across northern China. The results suggested that wheat and corn yield decreased with increasing N or P fertilization in a wheat-corn rotation system. Large amounts of nitrate accumulated in the soil across the region, and the accumulation amount and its downward movement was a potential risk to groundwater. The

* 国家重点研发计划项目(2016YFD0800105)资助
郭胜利, 研究方向为农田生态系统土壤碳氮素循环。E-mail: slguo@ms.iswc.ac.cn
收稿日期: 2020-08-04 接受日期: 2020-09-01

* This study was supported by the National Key Research and Development Project of China (2016YFD0800105).
Corresponding author, GUO Shengli, E-mail: slguo@ms.iswc.ac.cn
Received Aug. 4, 2020; accepted Sep. 1, 2020

Olsen-P surplus (>20 mg·kg^{-1}) accounted for 80% of the arable soils in the region. There were strong relationships between NP fertilization rates, crop yield, and residual NP amounts and were into three phases: efficient NP-environmentally friendly phase, low NP efficiency-environmentally low risk phase, and inefficient NP-environmentally harmful phase. Optimized water and fertilizer use ensured crop yield, improved nitrogen use efficiency, and reduced nitrogen leaching losses, but the effects of biochar application and straw incorporation were inconsistent. The nitrate leaching-preventing effects of crop straw incorporation was resulted from soil microbial biomass increase, nitrification potential decreased or denitrification potential increase. Other issues also require investigation, such as tracing regional sources of underground water nitrate pollution, the effects of legacy NP accumulation from excess river anthropogenic inputs, and the environmental consequences of legacy NP accumulation in crop-fruit ecological agriculture.

Keywords: Cinnamon soil area; Cropland soil; Vegetable land soil; NP leaching; Mitigation measures

氮磷化肥投入是提高粮食产量，保障粮食安全的重要措施。目前，很多作物体系氮磷养分的输入早已超过了作物需求量。据估计，作物生产体系中全球氮肥利用率已从 1950 年的 68%降低到 2010 年的 47%，磷肥利用率在 1950—2000 年间从 60%降低到 44%[1-2]。1940—2008 年间土壤氮残留量稳定在每年 50 kg·hm^{-2} (1.1~229 kg·hm^{-2})[3]；在氮肥施入量较高的区域，土壤氮含量已呈现饱和状态[4-5]。农田土壤磷的净残留量从 1950 年的每年 1 kg 增加到 2000 年的每年 8 Mt, 1970—2010 年间磷累积约 210 Mt[6]。自 20 世纪 80 年代以来，我国农田氮肥、磷肥的投入大幅度升高。据统计，2010 年我国农田氮肥消费量 27.9 Mt，磷肥消费量 5.3 Mt[7]。目前，我国农田整体上处于富磷状态，从 1980 年土壤盈余 4.6 kg·hm^{-2} 提高到 2012 年 42.1 kg·hm^{-2}[8]。盈余的氮磷养分进入水体(河流和地下水)或以气体形式排放到大气，造成水体富营养化、饮用水硝酸盐污染、生物多样性丧失、加剧气候变化等诸多负面影响[1,9-12]。如何在保障粮食安全的同时降低环境危害日益引起全球的关注[13-15]。

在欧美等发达国家，由于农业集约化发展早于中国，自 20 世纪 50—80 年代农业面源污染问题日益严重。而自 20 世纪 80 年代末以来欧美发达国家开始重视对农业面源污染的研究和治理。此后，欧盟国家氮磷化肥用量分别下降约 30%和 50%。地下水硝酸盐污染有所缓解，湖泊和近海域水体富营养化也得到一定程度改善[16]。反观中国，自 1970s 以后，各大湖泊、重要水域的水体污染，特别是水体的氮磷富营养化问题急剧恶化；由于 20 世纪 80 年代大量化肥的投入，90 年代以后我国农业面源污染日益加重，在北方集约化农区主要表现为氮素淋溶及地下水硝酸盐污染[17-18]。褐土区主要分布于关中盆地、晋南盆地和豫西，为我国传统的粮食种植区。早在 1990s 褐土区农田土壤硝态氮的淋失问题就引起了学者的关注[19]，并就农业土壤中的深层硝态氮积累与施肥、作物、降水、耕作措施以及土壤性状的关系进行了系统评价[20]。与此同时，褐土地区氮肥施用对环境污染的影响[21]及地下水氮素污染逐步引起关注[22-24]。

褐土发育于富含石灰的黄土母质上，土层深厚，土壤黏化过程明显，土体构型中黏化层、淋溶淀积层在水盐运移过程中的阻控作用明显。与同纬度华北平原的潮土相比，褐土区降水偏少，残留土壤的硝态氮会产生显著积累。近年来该区域除传统粮食作物外，菜田、果园发展迅速，过量施肥和粗放灌溉现象普遍，土壤剖面中氮磷残留问题日益严重[25-28]，大量残留在土壤深层的硝态氮对地下水的潜在威胁也日益严重[29]。褐土区由于土壤碳酸盐含量高，对磷肥的固定作用强烈，这些特性在磷肥大量施用的 20 世纪 80 年代显著影响了磷素在土壤中的吸附、转化和移动[30-34]。但随着磷肥 40 余年的持续投入，褐土区农田土壤磷的饱和吸附度逐渐升高，耕层土壤中磷素移动性逐渐升高[35-36]。另外，汾渭河谷的褐土区既是农田集中区，也是大中城市、村镇的分布地。尽管已有研究发现，地下水硝酸盐与大量氮肥施用密切相关，但生活污水及动物源的硝态氮来源同样不容忽视[37]。明确地下水不同来源硝酸盐所占比重是制定其消减的基础。基于此，本研究重点分析褐土区农田土壤氮磷的盈余状况，辨识农田氮磷的淋溶特点，评价田间管理措施对氮磷淋溶的影响，对该区域绿色发展具有重要的理论价值和现实意义。

1 材料与方法

1.1 褐土区农田土壤氮、磷的盈余状况

关中盆地位于陕西省中部，西起宝鸡，东至潼关，南依秦岭，北抵北山。东西长约 330 km，南北宽 30~100 km，面积约 2×10^4 km^2。属暖温带半干旱、半湿润气候区。平均气温 12.0~13.6 ℃，年均降水量 550~750 mm，多年平均蒸发量 1000~1200 mm。关中

盆地集中了陕西省 60%以上的人口和 80%的工业以及 52%的耕地, 为汾渭河谷典型的粮食生产基地。本研究以关中盆地为对象, 从氮、磷化肥投入, 土壤氮磷残留, 地下水中氮磷含量及其作物产量入手, 在区域尺度上深入分析褐土区农田土壤氮磷的盈余特征。

数据来源: 1)作物、土壤数据。包括关中盆地 3000 多农户氮肥和磷肥投入量、作物[冬小麦(*Triticum aestivum*)、玉米(*Zea mays*)]产量调查数据(2012 年); 土壤养分调查数据, 采用网格法, 每 1 km^2 设置 1 个采样点, 对关中盆地 5 市(西安市、咸阳市、宝鸡市、渭南市与韩城市)32 个区县的农田土壤耕层(0~20 cm)采样, 利用 GPS 测定各采样点经纬度, 利用常规分析方法测定各样点氮磷养分含量。2)地下水中氮磷含量数据。2016—2017 年在陕西关中盆地采集地下水样品 213 个。依据关中盆地的土地利用结构, 采样区包括蔬菜种植区、粮食作物种植区、居民生活区(20~30 年前为农田), 每个区设置 3 个对照区(当地地下水背景, 未受人类活动影响)。3)土壤深层剖面硝态氮数据。采集 23 个典型关中盆地农田 0~600 cm 土壤剖面样品用于测定土体中硝态氮的含量分布。

1.2　褐土区农田生态系统土壤氮磷淋失机制

1)施肥量、作物产量和氮磷淋失量耦合关系。施肥促进作物增产, 但施肥过量会导致农田土壤氮磷淋失, 为更好地描述施肥量、作物产量和氮磷淋失量的关系, 本研究采用 Johnson 等[38]1995 年提出的“安全施肥区间(safety zone)”的概念。施氮量达到作物的最高产量后, 土壤剖面中并没有导致矿质氮积累, 但当进一步提高施氮量至一定数值时, 才会导致土壤剖面中矿质氮的显著积累。从作物达到最高产量到土壤剖面中矿质氮显著积累这一施肥区间, 称为“安全施肥区间”。这一概念为深入分析施肥量、作物产量和氮磷淋失间的关系提供了思路。我们依托 1984 年设立于陕西省渭北旱塬的长期肥料试验[39], 选取其中 10 个氮磷水平处理, 结合每年监测的作物产量和地上部生物量及定期开展的耕层土壤氮磷性状变化监测数据、0~300 cm 土壤剖面硝态氮含量数据(2000 年), 深入分析农田生态系统施肥量、作物产量、氮磷利用效率、硝态氮淋失量或磷积累量与环境安全施肥量之间的关系。

2)土壤微生物对硝态氮的阻控作用。农田土壤硝态氮淋溶、氧化亚氮及氮气的排放和氨挥发等氮素的转化过程都与土壤微生物有关, 其中由土壤微生物驱动的硝化和反硝化作用是土壤氮素循环的两个关键过程。探明土壤硝化和反硝化微生物在阻控土壤硝态氮淋溶中的潜在作用及其对土壤硝态氮淋溶的阻控效果, 会更有利于生物阻控措施形成和推广。依托秸秆试验(详见 1.3 节), 我们探索了春玉米种植体系中土壤微生物变化对硝态氮迁移和积累的影响。

1.3　褐土区农田土壤氮磷淋失阻控措施和影响因素

针对褐土区的农田和菜地, 在陕西、山西和河北共设 4 个试验。轮作(冬小麦-夏玉米)种植体系, 依托西北农林科技大学“国家黄土肥力与肥料效益长期监测基地”的长期定位试验(杨凌)进行; 单作(春玉米)种植体系依托陕西长武农田生态系统国家野外科学观测研究站(长武)进行; 露地蔬菜以“春黄瓜(*Cucumis sativus*)/番茄(*Lycopersicon esculentum*)/甘蓝(*Brassica oleracea*)-大白菜(*Brassica rapa pekinensis*)”种植体系为对象, 依托河北保定清苑(潮)褐土区典型露地菜地进行; 设施蔬菜以西葫芦(*Cucurbita pepo*)种植体系为研究对象, 依托山西省农业科学院设施蔬菜地进行(表 1)。

2　结果与分析

2.1　典型褐土区氮磷投入量、土壤氮磷含量与地下水氮磷含量

关中盆地大量田间调查数据显示, 无论玉米种植系统还是冬小麦种植系统, 随着施肥量的提高, 作物并没有呈现增产效应。在玉米季, 氮肥施用量大于 250 $kg(N)\cdot hm^{-2}$ 后, 产量反而呈现降低趋势; 在小麦季, 超过 200 $kg(N)\cdot hm^{-2}$ 施氮量后, 产量开始降低, 磷肥超过 25 $kg(P_2O_5)\cdot hm^{-2}$ 水平时, 产量已经无响应(图 1)。这些结果表明, 褐土区施肥的产量效应已经显著不同于化肥开始大量投入的 20 世纪 80 年代初。以往的大量田间结果表明, 包括褐土区农田随着氮磷化肥投入的提高, 作物产量逐步提高直至达到最高产。但经过近 40 年的持续化肥投入后, 农田土壤产量效应明显降低。农田土壤中大量的氮磷残留间接佐证了这一点。在关中盆地调查农田 0~600 cm 土壤剖面中硝态氮含量分布显示, 该区域农田土壤中最高硝态氮残留量约 300 $kg(N)\cdot hm^{-2}$, 其中 75%残留在 100 cm 土层以下。这些现象表明, 该地区农田/蔬菜地中存在大量氮肥残留, 而且大量残留的硝态氮有向土壤深层迁移的现象(图 2)。相应地, 关中盆地 80%耕层土壤有效磷(Olsen-P) 已超过 20 $mg(P)\cdot kg^{-1}$, 显著不同于 20 世纪 80 年代初的土壤缺磷状况[当时大部分耕层土壤 Olsen-P 含量低于 5 $mg(P)\cdot kg^{-1}$]。这些结果表明, 经过 40 多年的化肥投入, 关中盆地农田土壤施肥过量、土壤中氮磷残留和积累现象严重。

表 1 褐土区农田土壤氮磷淋失阻控措施试验方案

Table 1 Experiment design of the mitigations measures of nitrogen and phosphorus leaching in arable soils in cinnamon soil areas

种植体系/地点 Cropping system/site	处理 Treatment	施氮量 1) N application rate1) [kg(N)·hm^{-2}]	施磷量 1) P application rate1) [kg(P_2O_5)·hm^{-2}]	灌溉量 Irrigation	秸秆 Straw (t·hm^{-2})	生物炭 Biochar (t·hm^{-2})	产量 Yield (t·hm^{-2})
冬小麦-夏玉米轮作/陕西杨凌 Winter wheat-summer maize/ Yangling, Shaanxi	常规水肥 Conventional practice (Con)	490	225	常规灌溉 Conventional irrigation	—	—	16.0
	常规肥+减量灌溉 Conventional fertilization + reduced irrigation (Con-W)	490	225	80%常规灌溉 80% conventional irrigation	—	—	15.0
	常规灌溉+减量施肥 Conventional irrigation + reduced fertilization (Con-F)	330	120	常规灌溉 Conventional irrigation	—	—	14.0
	优化水肥 Optimum practice (Opt)	330	120	80%常规灌溉 80% conventional irrigation		15	14.0
	优化水肥+生物炭 Optimum practice + biochar (Opt+B)	150	120			15	14.5
春玉米连作/陕西长武 Spring maize/ Changwu, Shaanxi	常规肥 Conventional fertilization (ConF)	250	120	雨养 Rainfed	—	—	13.1
	优化施肥 Optimized fertilization (OptF)	200	120	雨养 Rainfed	—	—	13.9
	常规肥+秸秆 Conventional fertilization + straw incorporation (ConF+S)	100	120	雨养 Rainfed	全部秸秆 2) All straws2)	—	14.3
	优化施肥+秸秆 80% Optimized fertilization + 80% straw incorporation (OptF+S)	130	120	雨养 Rainfed	80%秸秆 2) 80% straw2)	—	14.9
露地菜地/河北保定 Open-field vegetable/ Baoding, Hebei	常规肥 Conventional fertilization (ConF)	1100	200	常规灌溉 Conventional irrigation	—	—	195.0
	优化施肥 Optimized fertilization (OptF)	880	200			—	193.0
	优化施肥+生物炭 Optimized fertilization + biochar (OptF+B)	880	200		28	—	177.0
	优化施肥+秸秆 Optimized fertilization + straw (OptF+S)	880	200		6	—	282.0
	优化施肥+减量灌溉 Optimized practice (Opt)	880	200	70%常规灌溉 70% conventional irrigation	—	—	175.0
设施菜地/山西太谷 Facility vegetable/ Taigu, Shanxi	常规水肥 Conventional practice (Con)	403	257	常规灌溉 Conventional irrigation	—	—	144.0
	减量施肥+常规灌溉 Reduced fertilization + conventional irrigation (Con-F)	322	206		—	—	141.8
	减量灌溉+常规肥 Reduced irrigation + conventional fertilization (Con-W)	403	257	80%常规灌溉 80% conventional irrigation	—	—	141.3
	常规水肥+生物炭 Conventional practice + biochar (Con+B)	403	257	常规灌溉 Conventional irrigation	—	30	144.5
	优化水肥+生物炭 Optimum practice + biochar (Opt+B)	322	206	80%常规灌溉 80% conventional irrigation	—	30	144.8

1)供试氮肥为尿素(含氮 46.4%), 磷肥为过磷酸钙(含 P_2O_5 16%); 2)春玉米种植体系中, 秸秆利用当地秋收后的全部玉米秸秆, 开沟整秸埋入 30 cm 深度土壤, 与当地农机旋耕深度一致。1) Nitrogen fertilizer is urea (containing 46% N), phosphate fertilizer is superphosphate form (containing 16% P_2O_5). 2) In the spring maize cropping system, aboveground of harvested maize are incorporated into the 30 cm deep soil, which is the plowing depth of the local machine.

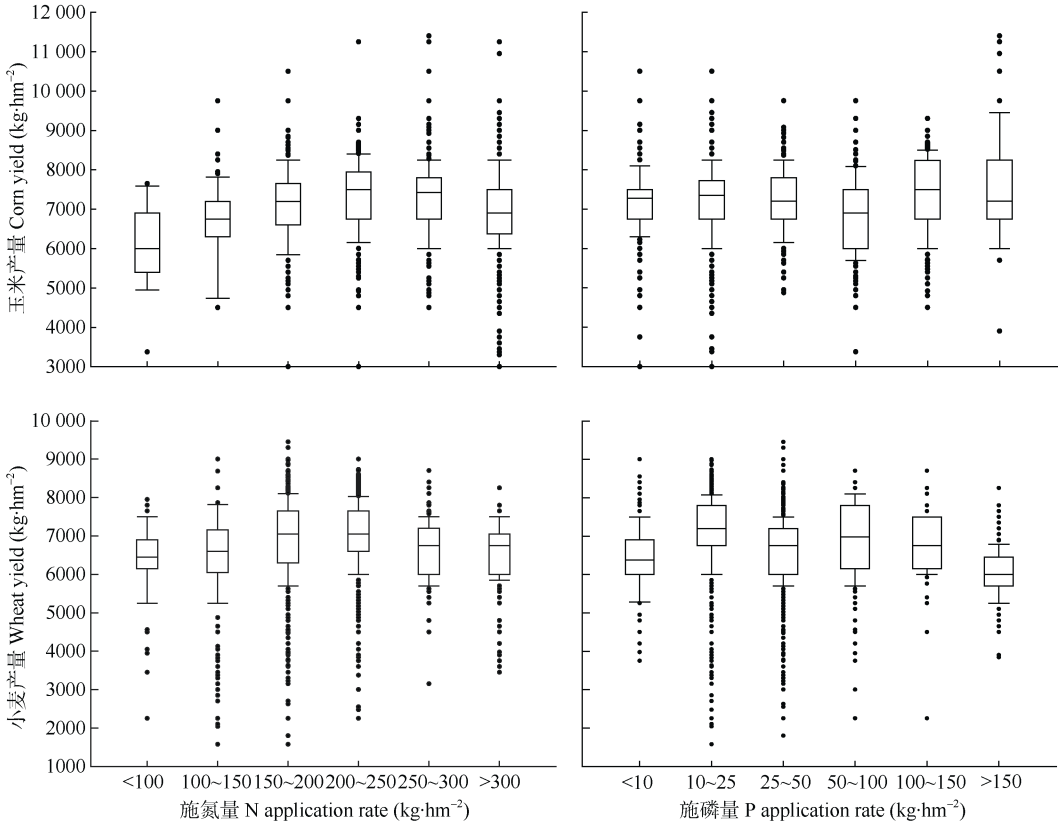

图 1　关中盆地不同氮磷肥施用量冬小麦-夏玉米种植体系的作物产量

Fig. 1　Crops yields of wheat-corn rotation system under different application rates of nitrogen and phosphorus in Guanzhong Basin

相应地，对 2017 年采集的 213 个地下水样本氮含量的分析发现，关中地区地下水硝态氮含量超过 11 mg·L^{-1}(WHO 饮用水标准)的样点接近 15%，并且存在显著的空间分布特征(图 3)。超标地区主要分布在渭南北、蒲城南、临潼及渭河流域中上游一带。地下水氮素含量高值地区与采样点化肥用量高且地下水位较高有关，而地下水位相对较低或施肥量较低的其他采样点化肥的影响明显较小。与硝态氮含量分布不同，大部分取样点的磷含量较低[低于 0.05 mg(P)·L^{-1}]，但也发现蓝田县等局部的高值区域，这可能与这些区域长期有机肥或畜牧养殖废弃物的施用有关。

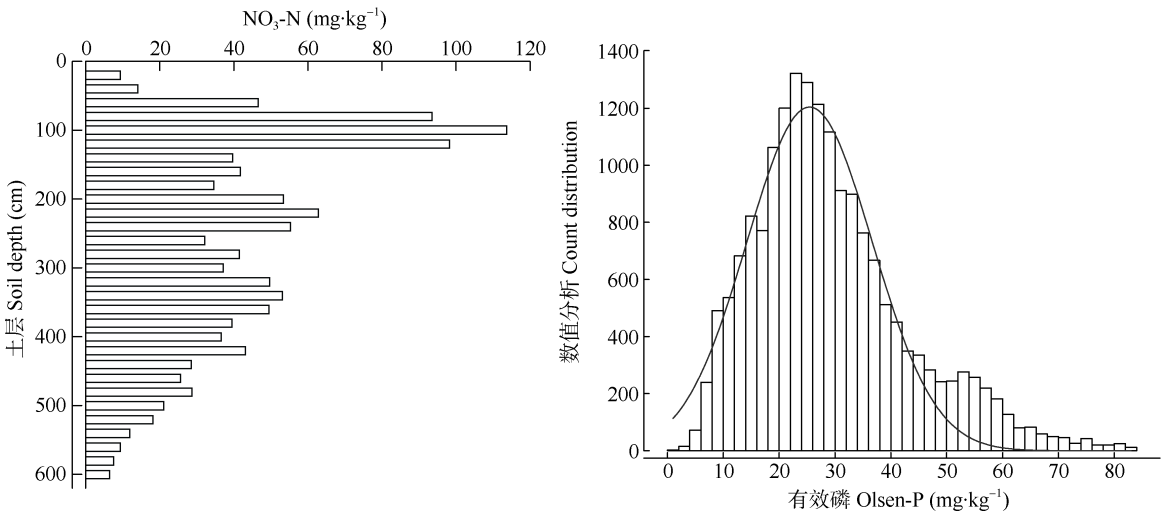

图 2　关中盆地农田土壤硝态氮剖面分布与耕层土壤有效磷含量分布

Fig. 2　Nitrate nitrogen content in soil profile and available phosphorus (Olsen-P) content in topsoil in Guanzhong Basin

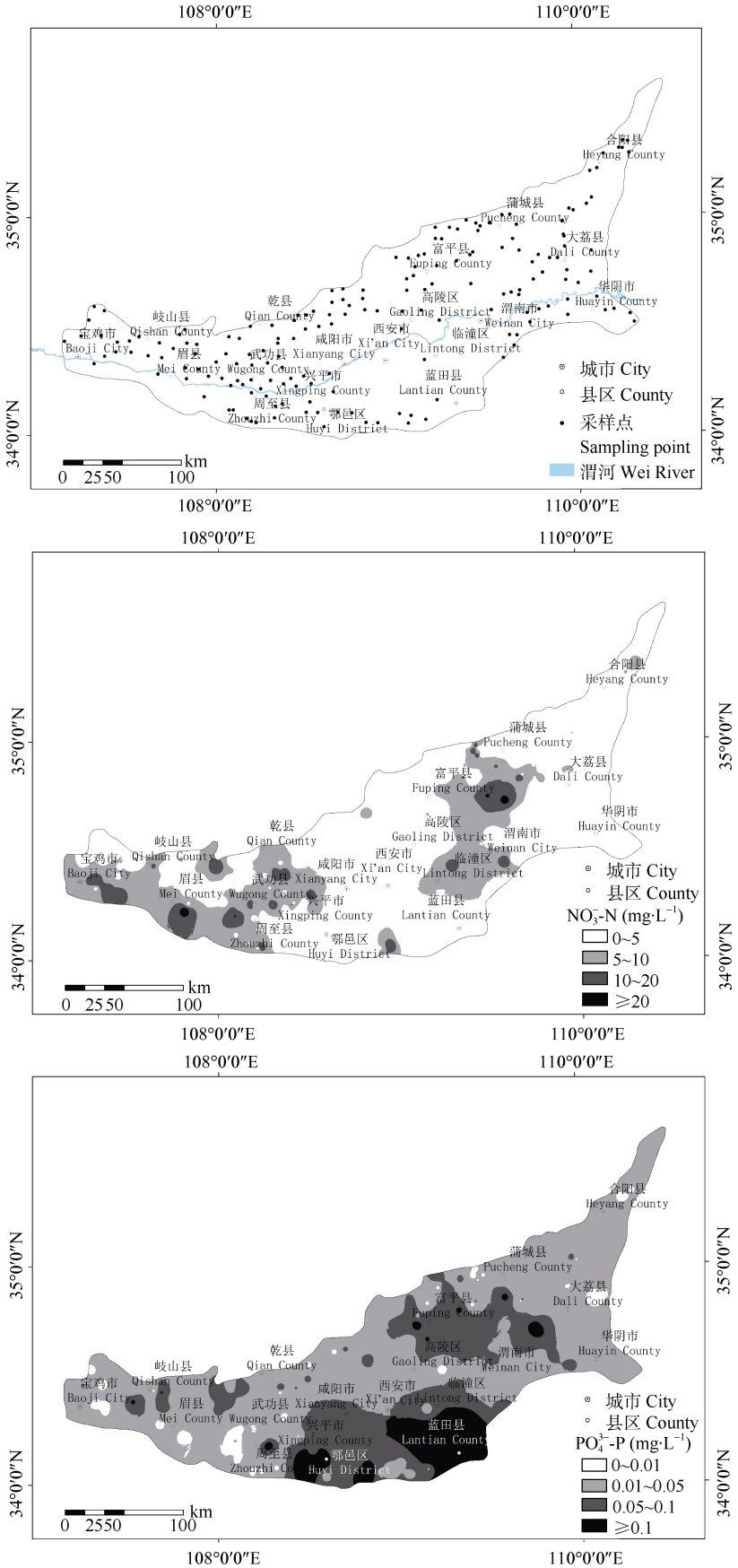

图 3 关中盆地地下水中氮磷含量分布

Fig. 3 Nitrogen and phosphorus concentrations and distribution in underground water in Guanzhong Basin

2.2 典型褐土区施肥量、产量与环境安全施肥量间的耦合阶段

基于 15 年长期定位试验的观测资料分析发现(图 4), 长期不施肥下冬小麦年平均产量为 1.2 t·hm^{-2}, 地上部氮素吸收量大致相当于 20 kg(N)·hm^{-2}, 此时土壤剖面硝态氮残留量低于 5 kg(N)·hm^{-2}。随着氮肥投入量增加到 90 kg(N)·hm^{-2}, 冬小麦产量显著提高 2 倍, 作物地上部氮素吸收量显著提高, 约为 60 kg(N)·hm^{-2}, 此时土壤剖面硝态氮残留量并没有发生显著积累。但当氮肥的投入量为 135 kg(N)·hm^{-2} 时, 每千克氮肥的增产量则显著降低, 地上部吸氮量也未显著提高, 而土壤硝态氮残留量则显著提高, 为 26 kg(N)·hm^{-2}; 若施氮量进一步提高到 180 kg(N)·hm^{-2}, 每千克氮肥的增产量则显著降低, 地上部的吸收量较 135 kg(N)·hm^{-2} 仅提高 3%, 此时土壤中硝态氮残留量进一步提高, 达 36 kg(N)·hm^{-2}(图 4)。氮肥的投入量、作物产量/作物吸收量和土壤剖面的硝态氮残留量, 三者之间耦合关系存在着 3 个阶段: 1)环境友好-资源高效阶段, 这一阶段土壤矿质氮残留少, 氮肥生产率高; 2)环境低风险-资源有效阶段, 该阶段土壤残留氮的开始随施氮量升高显著增加, 氮肥生产率开始降低; 3)环境高风险-资源无效阶段, 该阶段土壤残留氮随施氮量升高显著增加, 同时氮肥生产率出现负增长。

与氮肥的产量和环境效应不同, 在长期试验中, 尽管同样可以看到产量随施磷量提高而提高, 但当磷肥水平超过较低的阈值后, 进一步加大磷肥投入并不显著提高作物产量, 反而会导致土壤耕层有效磷随施磷量增加而积累(图 4)。同样的, 可以得到土壤有效磷水平、作物产量/作物磷吸收量和水溶性磷三者耦合关系存在 3 个发展阶段: 1)环境友好-资源高效阶段, 这一阶段土壤有效磷保持在 20 mg·kg^{-1} 即可, 在氮肥供应充分的条件下即可达到最高产量; 2)环境低风险-资源低效阶段, 该阶段土壤有效磷开始增加, 但作物产量并不会显著升高; 3)环境有害-资源无效阶段, 该阶段土壤有效磷超过了土壤的缓冲容量, 土壤磷素开始向底层土壤迁移, 同时作物产量不会升高。

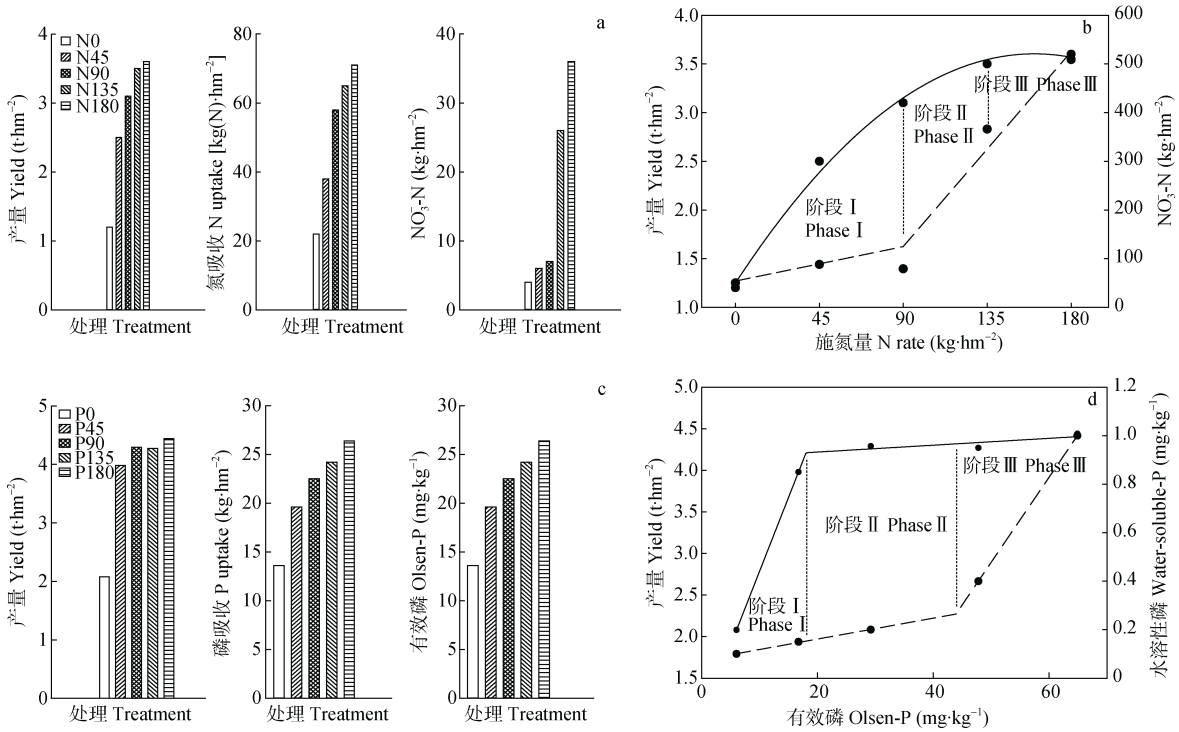

图 4　长期氮磷投入条件下作物产量、土壤氮磷残留量和吸收量的关系

Fig. 4　Relationships among crop yield, soil nitrogen and phosphorus residual and uptake by crops under long-term fertilization

a)不同施氮水平下作物产量、地上部氮素吸收量和土体硝态氮残留量, N0、N45、N90、N135 和 N180 指施纯氮量 0 kg·hm^{-2}、45 kg·hm^{-2}、90 kg·hm^{-2}、135 kg·hm^{-2} 和 180 kg·hm^{-2} 处理; b)不同施氮水平下产量与土壤硝态氮残留量的制约关系; c)不同施磷水平下作物产量、地上部磷素吸收量和土壤有效磷, P0、P45、P90、P135 和 P180 指施 P_2O_5 量 0 kg·hm^{-2}、45 kg·hm^{-2}、90 kg·hm^{-2}、135 kg·hm^{-2} 和 180 kg·hm^{-2} 处理; d)土壤有效磷含量与作物产量的关系。a) Crop yield, nitrogen uptake in aboveground and nitrate nitrogen accumulation under long-term different nitrogen application rates; N0, N45, N90, N135 and N180 are nitrogen application rates of 0 kg·hm^{-2}, 45 kg·hm^{-2}, 90 kg·hm^{-2}, 135 kg·hm^{-2} and 180 kg·hm^{-2}, respectively. b) Relationship between crop yield and soil nitrate nitrogen accumulation under long-term different nitrogen application rates. c) Crop yield, phosphorus uptake in aboveground and soil Olsen-P content under long-term different phosphorus application rates; P0, P45, P90, P135 and P180 are phosphorus (P_2O_5) application rates of 0 kg·hm^{-2}, 45 kg·hm^{-2}, 90 kg·hm^{-2}, 135 kg·hm^{-2} and 180 kg·hm^{-2}, respectively. d) Relationship between crop yield and soil Olsen-P accumulation.

2.3 秸秆阻控氮素淋失的微生物机制

与单施氮肥相比，秸秆还田增加土壤微生物生物量碳和氮，促进土壤氮素生物固定。图 5 显示，相同施氮量下，在优化施肥的基础上添加秸秆处理中，表层(0~20 cm)土壤的效果更显著，0~40 cm 土层平均微生物生物量碳和氮含量较优化施肥处理分别平均增加 14.1%~19.9%(P<0.05) 和 30.8%~49.6% (P<0.05)；在常规施肥的基础上添加秸秆较单纯的常规施肥分别增加 12.7%~17.5%(P<0.05) 和 23.9%~45.9%(P<0.05)。秸秆还田土壤硝化潜势较秸秆不还田处理降低幅度为 15.4%~28.6%。

2.4 褐土区田间管理措施对氮磷淋失的影响

2.4.1 水肥优化措施

从表 1 可知，在小麦-玉米轮作体系中，控水控肥可以维持小麦产量，与常规水肥处理相比，减量灌溉、减量施肥和优化水肥处理均未显著影响作物总产量。从表 2 可知，在 2016—2017 年度和 2017—2018 年度减量灌溉、减量施肥和优化水肥处理的总氮周年淋失量均降低。氮素主要以有机氮形式淋失，其次为 NO_3^--N，而 NH_4^+-N 淋溶量很低。

在春玉米种植体系中,相较于常规肥处理，在优化施肥条件下(80%常规肥)并没有造成作物的减产，优化施肥处理 3 年，春玉米产量平均值较常规施氮处理增加 6.1%(表 1)。常规施肥和优化施肥添加秸秆均可降低 0~300 cm 土壤剖面硝态氮残留，常规施肥效果更明显；优化施肥较常规施肥可平均降低 51%土壤硝态氮残留，且低于常规施肥+秸秆还田的硝态氮残留(图 6)。

在华北褐土区露地菜地，优化施肥对蔬菜产量没有显著影响(表 1)，但显著影响土体中氮素的淋溶量。常规施肥处理淋洗出剖面(80 cm)的总氮淋溶量占当季氮肥施用量的 15.6%，优化施肥使氮淋溶量降低 23.6%。与常规施肥处理相比，优化施肥+生物炭、优化施肥+减量灌溉处理总氮淋溶降低近 50%，水氮协同调控对降低氮淋溶效果显著(表 3)。相应地，水肥、秸秆优化管理措施也可降低 200 cm 土层氮素的残留，但添加生物炭尽管可降低总氮的淋溶，但没有降低 200 cm 土层中氮素的残留。

在设施蔬菜种植中，各水氮处理间产量差异不显著(表 1)，说明相较于常规水肥措施，减少 20%施肥量和灌溉量、施用生物炭、减少 20%施肥量和灌

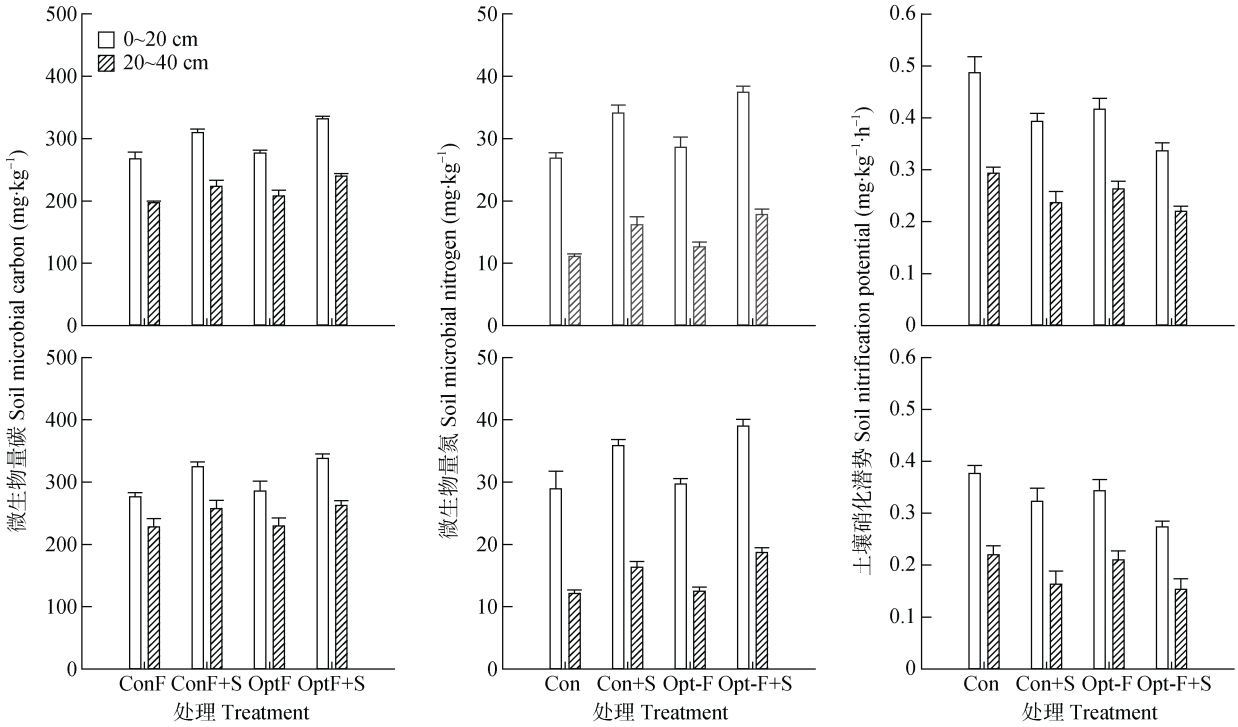

图 5 春玉米种植体系中添加秸秆条件下土壤微生物量碳、氮和硝化潜势的响应

Fig. 5 Response of soil microbial biomass carbon and nitrogen contents and nitrification potential to straw incorporation in spring corn cropping system

ConF、ConF+S、OptF 和 OptF+S 分别为常规施肥、常规施肥+秸秆还田、优化施肥和优化施肥+秸秆还田处理，详细介绍见表 1。第 1 行图为施肥后 3 d 的测定值，第 2 行图是玉米吐丝期测定值。ConF, ConF+S, OptF and OptF+S are treatments of conventional fertilization, conventional fertilization + straw incorporation, optimized fertilization and optimized fertilization + straw incorporation; the detail description of each treatment is shown in the table 1. The first row figures show the data of 3 days after fertilization; the second row figures show the data at the silking stage of corn.

表 2　2016—2018 年度水肥管理对小麦-玉米轮作系统周年氮素淋失量的影响

Table 2　Effects of water and nutrient management on annual nitrogen leaching loss of winter wheat and summer maize rotation in 2016–2018　　kg·hm^{-2}

处理 Treatment	2016—2017				2017—2018			
	NO_3^--N	NH_4^+-N	有机氮 Organic nitrogen	总氮 Total nitrogen	NO_3^--N	NH_4^+-N	有机氮 Organic nitrogen	总氮 Total nitrogen
常规水肥 Conventional practice (Con)	1.16	0.15	77.63	78.9	1.01	0.02	10.81	11.84
减量灌溉 Conventional fertilization + reduced irrigation (Con-W)	1.71	0.16	59.97	61.8	1.23	0.02	9.80	11.05
减量施肥 Conventional irrigation + reduced fertilization (Con-F)	0.93	0.25	63.87	65.1	0.96	0.02	9.99	10.97
优化水肥 Optimum practice (Opt)	1.04	0.20	64.10	65.3	0.44	0.01	10.20	10.65
优化水肥+生物炭 Optimum practice + biochar (Opt+B)	0.75	0.09	41.64	42.5	0.13	0.02	8.52	8.67

每个处理的详细介绍见表 1。The detail description of each treatment is shown in the table 1.

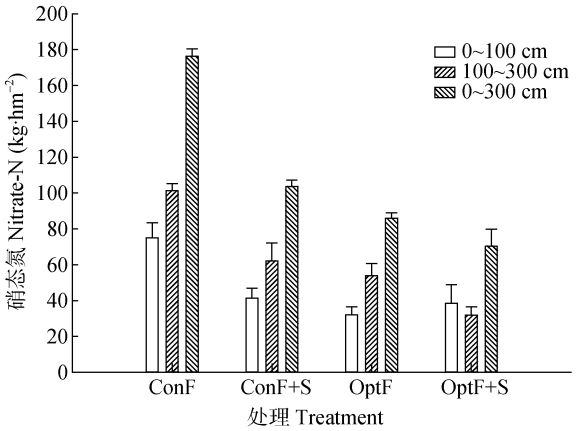

图 6　秸秆还田对春玉米种植体系中 0~300 cm 土壤剖面硝态氮累积量影响(陕西长武)

Fig. 6　Effects of straw incorporation on NO_3^--N accumulation in 0−300 cm soil profile of spring corn copping system (Changewu, Shaanxi Province)

ConF、ConF+S、OptF 和 OptF+S 为常规肥、常规肥+秸秆还田、优化施肥、优化施肥+秸秆还田处理，详细介绍见表 1。ConF, ConF+S, OptF and OptF+S are treatments of conventional fertilization, conventional fertilization + straw incorporation, optimized fertilization and optimized fertilization + straw incorporation; the detail description of each treatment are shown in the table 1.

溉量同时施用生物炭不会对产量造成明显影响。从图 7 可知，与常规施肥相比，降低氮肥投入可降低 32%的土壤剖面硝态氮残留量；添加生物炭可使硝态氮残留量减少 49%，降低灌溉或优化施肥基础上添加生物炭可降低 56%硝态氮的残留，并对残留硝态氮向下迁移起到一定的阻控效果。

2.4.2　生物炭措施

在小麦-玉米轮作体系中，与优化施肥处理相比，在优化水肥的基础上施用生物炭未能显著影响作物产量(表 1)，但显著降低了总氮淋失量，也显著降低了 NO_3^--N 和有机氮的淋失量。华北褐土区露地菜地在减少氮肥用量 20%基础上添加生物炭同样可减少氮淋失量，施用生物炭使全年总氮淋溶量比常规水肥处理降低 43.0%(表 3)。

2.4.3　秸秆措施

图 6 显示，常规施肥基础上添加秸秆，有助于降低 41%的 0~200 cm 土壤剖面硝态氮残留；即使在优化施肥基础上，添加秸秆也能降低 18%的硝态氮残留(图 6)。说明秸秆添加可减少土壤硝态氮残留量。此外，添加秸秆条件下，土层中硝态氮的分配比例也发生了变化，优化施肥条件添加秸秆处理 0~100 cm 和 100~200 cm 土层中硝态氮的分配比例 1∶0.8，而单纯优化施肥处理则为 1∶1.7 (图 6)。这一结果表明，优化施肥条件下添加秸秆有助于阻控硝态氮的向下迁移。在灌溉条件下，露地蔬菜地上添加秸秆反而观测到硝态氮和磷素淋溶加剧的现象(表 3)。这可能与土壤添加秸秆后，透水性增强有关。

3　讨论

3.1　褐土区土壤氮淋失阈值、安全施肥量及地下水氮素溯源

针对小麦-玉米种植体系的长期试验(大约 20 年)，基于 76 组冬小麦和 73 组玉米试验资料，评价了中国北方地区适宜施肥量、土壤硝态氮的缓冲能力和环境安全施肥量的关系，发现我国北方地区适宜施肥量已经超过了该区域的环境安全施肥量[40]。值得注意的是小麦施氮量高于环境安全施氮量占总数据的 64%，玉米农学施氮量高于环境安全施氮量占总数据的 52%。因此，小麦-玉米轮作区目前氮肥推荐量存在硝酸盐淋失风险；氮肥推荐不仅基于产量，也要考虑环境安全。在田间管理上，改善土壤理

表 3 不同管理措施下露地菜地氮肥在土壤剖面的残留和淋溶特征

Table 3 Nitrogen residue and leaching under different management practices in soil profile of open vegetable field kg·hm^{-2}·a^{-1}

处理 Treatment	氮输入 Nitrogen input			氮输出和残留 Nitrogen output and residue			
	肥料氮 Fertilizer nitrogen	氮沉降 Nitrogen deposition	非共生固氮 Asymbiotic nitrogen fixation	地上部吸收 Above-ground uptake	淋溶 Leached nitrogen	0~80 cm 土壤残留 Residual in 0−80 cm soil	80~200 cm 土壤残留 Residual in 80−200 cm soil
常规施肥 Conventional fertilization (ConF)	1100	31.4	15	573.6	171.7	151.0	221.2
优化施肥 Optimized fertilization (OptF)	880	31.4	15	529.2	130.7	122.4	134.4
优化施肥+生物炭 Optimized fertilization + biochar (OptF+B)	880	31.4	15	635.0	97.8	156.3	237.4
优化施肥+秸秆 Optimized fertilization + straw (OptF+S)	880	31.4	15	562.3	112.8	142.6	165.8
优化施肥+减量灌溉 Optimum practice (Opt)	880	31.4	15	554.0	97.7	165.1	196.2

每个处理的详细介绍见表 1。The detail description of each treatment is shown in the table 1.

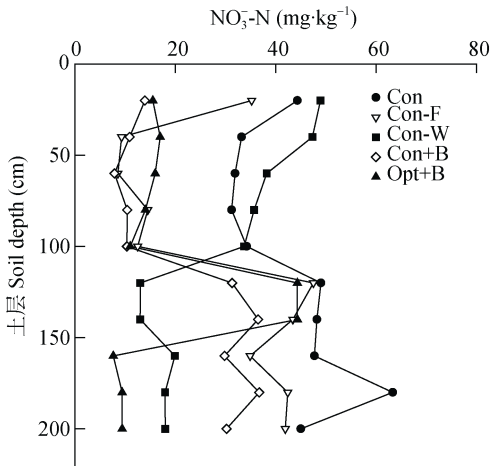

图 7 阻控措施对设施蔬菜地土壤硝态氮分布的影响

Fig. 7 Effects of mitigation measures on NO_3^--N distribution in soil profile of greenhouse vegetable cropping system

Con、Con-F、Con-W、Con+B 和 Opt+B 分别为常规水肥、减量施肥+常规灌溉、减量灌溉+常规肥和常规水肥+生物炭和优化水肥+生物炭处理，各处理的详细介绍见表 1。Con, Con-F, Con-W, Con+B and Opt+B are treatments of conventional practice, reduced fertilization + conventional irrigation, reduced irrigation + conventional fertilization, conventional practice + biochar, and optimum practice + biochar; the detail description of each treatment is shown in the table 1.

化性状以提高土壤矿质氮固持能力的措施都会有助于减缓或抑制硝态氮淋失。在不同种植体系中，土体中硝态氮的缓冲能力和安全施肥阈值也存在显著差异。在玉米种植体系中发现，施氮量超过 160 kg(N)·hm^{-2} 时，各土层硝态氮累积量出现跃增，而且施氮在 160~200 kg(N)·hm^{-2} 内，产量、吸氮量、氮肥利用率达到或接近最高[41-42]。土壤理化性状和种植体系如何影响安全施肥量，其影响土壤硝态氮缓冲能力的机制值得进一步关注。

其次，汾渭河谷的褐土区也是大中城市、城镇的分布地。尽管本研究已经发现，地下水硝酸盐浓度与氮肥大量施用密切相关，但生活污水及动物源的硝态氮来源同样不容忽视。对关中盆地地下水硝酸盐含量超标的样点进行氯离子含量监测，发现关中盆地地下水硝酸盐超标地区硝酸盐与氯离子相关性达极显著水平。但各自来源的贡献需要进一步深入研究。例如，通过硝酸盐氮氧同位素组成识别硝酸盐来源和贡献率，从而为硝酸盐污染治理提供更准确、可靠的科学依据。

3.2 褐土区土壤磷淋失阈值、安全施肥量及其对环境影响的滞后效应

褐土区土壤属于石灰性土壤，pH 和碳酸盐含量较高。20 世纪 80 年代初期，褐土地区土壤有效磷(Olsen-P)含量是限制作物产量的重要因素[34]。因此，大量磷肥开始在该地区施用，经过 30 多年持续磷肥投入，该区域的农田土壤磷素含量得到显著改善，部分区域土壤磷素显著积累。Olsen-P 含量由 1980 年极度亏缺(小于 5 mg·kg^{-1})变为目前的富磷水平(大于 30 mg·kg^{-1})，已有报道指出部分果园土壤 Olsen-P 含量超过 100 mg·kg^{-1}[28]。尽管石灰性土壤对磷素的固定性强、吸附能力大，但土壤中 Olsen-P 含量升高同样会导致土壤吸附容量和吸附饱和度降低[35]；Khan 等[43]通过长期试验研究发现，小麦-玉米轮作体系长期偏施肥(PK)或过量施磷(MNPK)导致磷素淋洗到 300 cm 或以下。对土壤全磷、Olsen-P 以及水溶性磷的动态变化进一步分析，发现当土壤全磷超过 940 mg(P)·kg^{-1} 或者 Olsen-P 超过 37 mg·kg^{-1} 时，土壤中水溶磷显著增加。这意味着磷素淋失风险增加。此临界值低于英国洛桑试验站 Broadbalk 长期定位试验结果(Olsen-P, 60 mg·kg^{-1})[44]。

目前研究发现，塿土、黑垆土、典型褐土的土

壤磷素淋失转折点存在差异。这可能与土壤性状、有效磷素的形态密切相关。根据大量的区域野外样品和数据统计结果发现, 当土壤 Olsen-P 大于 45 $mg·kg^{-1}$ 时将会出现磷素的淋失与迁移[43]。当前关中盆地大约 15%农田土壤已超过这一临界值。也有研究指出, 随着土层加深, 磷素淋失转折点有降低的趋势。例如 Xie 等[45]研究发现, 40~60 cm 土层磷素转折点为 18.2 $mg(P)·kg^{-1}$, 远低于表层土壤的 30.4 $mg(P)·kg^{-1}$。目前褐土区内磷素的高值区域有可能成为未来土壤磷素淋失的敏感区域, 这更应引起关注。

土壤残留磷对水质的污染具有滞后效应。欧美国家在 20 世纪 80 年代开始治理土壤磷素积累对流域河流水质污染问题, 但至今仍未达到预期的治理效果[46-48]。治理措施的滞后效应与土壤中残留磷素的缓慢而持久的释放有关[49]。目前农田土壤磷素积累在我国已引起广泛关注, 但人们对其潜在的影响依然关注不够。

3.3　褐土区地下水硝态氮污染的综合评价

褐土区为我国传统的粮食生产基地, 但 20 世纪 80 年代以来, 苹果(*Malus pumila*)、猕猴桃(*Actinidia chinensis*)等的种植日益增加, 果园的单位面积氮肥的投入量是粮田的 2~3 倍, 多年种植的老果园中硝态氮的残留量显著高于农田。15 年园龄果园土壤中 100~200 cm 土层中 NO_3^--N 残留量达 1400 $kg·hm^{-2}$[26]。果园的施肥深度一般在距离地表 50 cm 以内, 但在果园中距离地表 100 cm、200 cm 甚至 400 cm 的土体中均发现了大量的硝态氮积累现象。这些报道表明, 褐土区果园硝态氮淋溶的强度要大大高于相邻的农田土壤。自 20 世纪 80 年代以来, 褐土区果园面积逐年升高, 2011 年仅陕西省水果面积达 1114.27 hm^2[50]。大部分果园是由农田转化而来, 果园和农田交错分布。本课题的研究主要集中于农田和蔬菜地中氮磷的淋溶和阻控, 果园中氮磷的淋溶还有待进一步研究。

褐土区村庄生活污水对地下水中氮素的贡献也不容忽视。早在 20 世纪 70 年代, 科研工作者就发现, 关中地区硝态氮含量较高的浅层地下水分布与居民点有极其密切的关系。在居民点内及其附近, 由于生活垃圾及污水皆没有纳入城市垃圾和污水管理系统, 垃圾和污水中大量的含氮物质在适宜条件下矿化而成硝态氮, 之后随水下渗, 进入浅层地下水。曹胜伟等[51]利用氮氧同位素技术研究发现, 污水及粪便是造成南阳盆地地下水硝酸盐污染的主要原因, 其平均贡献率为 73%; 其次为化肥的贡献占 23%。傅雪梅等[52]研究发现, 河北张家口地区地下水硝态氮污染来源中粪肥及生活污水占 45.37%, 土壤氮来源为 41.39%, 降水和化肥来源占 13.24%。

村庄、果园、农田镶嵌分布, 不同来源的硝态氮随着水分入渗逐步向下迁移到浅层地下水[53]。判断地下环境中硝酸盐污染的来源、比例及其迁移转化过程对氮污染防治具有重要的借鉴意义。建议未来在褐土区进一步加强村庄、农田、果园等复合生态系统氮磷的淋溶研究, 从而达到防治地下水污染的效果。

4　结论

经过 40 余年的氮磷化肥投入, 褐土区土壤氮磷的残留量显著增加, 其中氮肥的残留以土体硝态氮的深层积累为特点, 磷肥的残留以耕层显著积累为特征。高量施肥区域已经出现地下水氮素含量超标。与当地常规水肥投入量相比, 化肥与灌溉减量、施用生物炭或秸秆都不会降低作物或蔬菜产量, 但会降低氮磷淋失量; 其中化肥减量、降低灌溉可显著降低氮磷的淋失, 其次是施用生物炭; 灌溉条件下, 秸秆添加促进水分入渗会提高氮磷的淋失。硝态氮淋失得到阻控也与微生物碳氮的提高、土壤硝化势降低/反硝化势升高有关。此外, 需要关注褐土区地下水硝酸盐污染的溯源、土壤磷素残留及其对河流污染的长期性问题、褐土区粮果生态系统中土壤氮磷淋溶的复合效应。

参考文献 References

[1] 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[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(52): 20882–20887

[2] LASSALETTA L, BILLEN G, GRIZZETTI B, et al. 50 Year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: The relationship between yield and nitrogen input to cropland[J]. Environmental Research Letters, 2014, 9(10): 105011

[3] VAN METER K J, BASU N B, VEENSTRA J J, et al. The nitrogen legacy: Emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes[J]. Environmental Research Letters, 2016, 11(3): 035014

[4] SWANEY D P, HONG B, TI C P, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: A brief overview[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2012, 4(2): 203–211

[5] TESSIER J T, RAYNAL D J. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation[J]. Journal of Applied Ecology, 2003, 40(3): 523–534

[6] SATTARI S Z, BOUWMAN A F, GILLER K E, et al. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phos-

phorus crisis puzzle[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(16): 6348–6353

[7] LI H G, LIU J, LI G H, et al. Past, present, and future use of phosphorus in Chinese agriculture and its influence on phosphorus losses[J]. AMBIO, 2015, 44(S2): S274–S285

[8] MA J, LIU Y, HE W, et al. The long-term soil phosphorus balance across Chinese arable land[J]. Soil Use and Management, 2018, 34(3): 306–315

[9] ERISMAN J W, GALLOWAY J N, SEITZINGER S, et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2013, 368(1621): 20130116

[10] FOWLER D, COYLE M, SKIBA U, et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2013, 368(1621): 20130164

[11] GRUBER N, GALLOWAY J N. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. Nature, 2008, 451(7176): 293–296

[12] TOMICH T P, BRODT S B, DAHLGREN R A. The California nitrogen assessment: Challenges and solutions for people, agriculture, and the environment[M]. Oakland, CA: University of California Press, 2016

[13] CHEN X P, CUI Z L, FAN M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. Nature, 2014, 514(7523): 486–489

[14] JU X T, XING G X, CHEN X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(9): 3041–3046

[15] ZHANG X, DAVIDSON E A, MAUZERALL D L, et al. Managing nitrogen for sustainable development[J]. Nature, 2015, 528(7580): 51–59

[16] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策Ⅰ. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008–1017
ZHANG W L, WU S X, JI H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies Ⅰ. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in Early 21 Century[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37(7): 1008–1017

[17] 马洪斌, 李晓欣, 胡春胜. 中国地下水硝态氮污染现状研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(6): 1532–1536
MA H B, LI X X, HU C S. Status of nitrate nitrogen contamination of groundwater in China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43(6): 1532–1536

[18] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(2): 80–87
ZHANG W L, TIAN Z X, ZHANG N, et al. Investigation of nitrate pollution in ground water due to nitrogen fertilization in agriculture in North China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 1995, 1(2): 80–87

[19] 同延安, 吕殿青. 灌区土壤中氮素平衡与硝态氮淋失[J]. 陕西农业科学, 1994, (5): 12–13
TONG Y A, LYU D Q. Nitrogen balance and nitrate-N leaching in irrigated area[J]. Shaanxi Agriculture Science, 1994, (5): 12–13

[20] 郭胜利, 张文菊, 党廷辉, 等. 干旱半干旱地区农田土壤 NO_3-N 深层积累及其影响因素[J]. 地球科学进展, 2003, 18(4): 584–591
GUO S L, ZHANG W J, DANG T H, et al. Accumulation of NO_3-N in deep layers of dry farmland and its affecting factors in arid and semi-arid areas[J]. Advance in Earth Sciences, 2003, 18(4): 584–591

[21] 吕殿青, 同延安, 孙本华, 等. 氮肥施用对环境污染影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(1): 8–15
LYU D Q, TONG Y A, SUN B H, et al. Study on effect of nitrogen fertilizer use on environment pollution[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 1998, 4(1): 8–15

[22] 孙根年, 吴晓娟. 20 年来西安城区地下水污染的时空变化分析[J]. 陕西师范大学学报: 自然科学版, 2005, 33(2): 110–114
SUN G N, WU X J. Space-time change analysis of groundwater pollution in Xi'an City from 1985 to 2003[J]. Journal of Shaanxi Normal University: Natural Science Edition, 2005, 33(2): 110–114

[23] 段磊, 王文科, 孙亚乔, 等. 关中盆地浅层地下水氮污染的健康风险评价[J]. 水文地质工程地质, 2011, 38(3): 92–97
DUAN L, WANG W K, SUN Y Q, et al. Health risk assessment of "three nitrogen" in shallow groundwater in the Guanzhong Basin[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2011, 38(3): 92–97

[24] 段磊, 王文科, 杨晓婷, 等. 关中盆地浅层地下水氮污染的时空变化规律及其防治措施[J]. 干旱区资源与环境, 2011, 25(8): 133–137
DUAN L, WANG W K, YANG X T, et al. Temporal and spatial variation of "three nitrogen" on shallow groundwater in Guanzhong Basin and its control measures[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2011, 25(8): 133–137

[25] 党廷辉, 郭胜利, 樊军, 等. 长期施肥条件下黄土旱塬土壤 NO_3^--N 的淋溶分布规律[J]. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1265–1268
DANG T H, GUO S L, FAN J, et al. NO_3^--N leaching and distribution in soil profile in dry highland of loess plateau under long-term fertilization[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(8): 1265–1268

[26] 郭胜利, 郝明德, 党廷辉. 黄土高原沟壑区小流域土壤 NO_3^--N 的积累特征及其影响因素[J]. 自然资源学报, 2003, 18(1): 37–43
GUO S L, HAO M D, DANG T H. NO_3^--N accumulation and its affecting factors in small watershed in gully region of Loess Plateau[J]. Journal of Natural Resources, 2003, 18(1): 37–43

[27] 郭胜利, 党廷辉, 郝明德. 施肥对半干旱地区小麦产量、NO_3^--N 累积和水分平衡的影响[J]. 中国农业科学, 2005, 38(4): 754–760
GUO S L, DANG T H, HAO M D. Effects of fertilization on wheat yield, NO_3^--N accumulation and soil water content in semi-arid area of China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2005, 38(4): 754–760

[28] 郭胜利, 车升国, 梁伟, 等. 小流域土壤磷的积累特征及其环境效应——以黄土高原沟壑区王东沟小流域为例[J]. 自然资源学报, 2009, 24(7): 1171–1180
GUO S L, CHE S G, LIANG W, et al. Phosphorus accumulation in soils of a catchment on the loess plateau and potential

environmental implications[J]. Journal of Natural Resources, 2009, 24(7): 1171–1180

[29] GUO S L, WU J S, DANG T H, et al. Impacts of fertilizer practices on environmental risk of nitrate in semiarid farmlands in the Loess Plateau of China[J]. Plant and Soil, 2010, 330(1): 1–13

[30] 李鼎新. 关中塿土磷素状况及影响磷素有效性因子的研究[J]. 土壤通报, 1980, (6): 1–4
LI D X. Soil phosphorus contents and its affecting factors to soil phosphorous availability in the Lou soil of Guanzhong Plain[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1980, (6): 1–4

[31] 李祖荫. 石灰性土壤中碳酸钙在固磷作用中的地位[J]. 西北农学院学报, 1981, (2): 29–36
LI Z Y. The position of lime-soil calcium carbonate in phosphorus fixation[J]. Journal of Northwest Agriculture College, 1981, (2): 29–36

[32] 李祖荫, 刘军, 孔晓玲. 石灰性土壤中粘粒与碳酸钙的固磷作用[J]. 土壤肥料, 1983, (2): 13–16
LI Z Y, LIU J, KONG X L. Fixation of phosphorus through soil clay and calcium carbonate in calcareous soil[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 1983, (2):13–16

[33] 李祖荫, 吕家珑. 碳酸钙与物理粘粒固磷特性的研究[J]. 土壤, 1995, 27(6): 304–310
LI Z Y, LYU J L. Effects of clay and calcium carbonate on phosphorus fixation[J]. Soils, 1995, 27(6): 304–310

[34] 彭琳, 彭祥林. 黄土地区土壤中磷的含量分布、形态转化与磷肥合理施用[J]. 土壤学报, 1989, 26(4): 344–352
PENG L, PENG X L. Studies on contents distribution forms and trans-formation of soil phosphorus and the rational application of phosphorous fertilizer in loessial region[J]. Acta Pedologica Sinica, 1989, 26(4): 344–352

[35] GUO S L, DANG T H, HAO M D. Phosphorus changes and sorption characteristics in a calcareous soil under long-term fertilization[J]. Pedosphere, 2008, 18(2): 248–256

[36] WANG R, GUO S L, LI N N, et al. Phosphorus accumulation and sorption in calcareous soil under long-term fertilization[J]. PLoS One, 2015, 10(8): e0135160

[37] 姜桂花. 关中盆地水污染现状与防治对策[J]. 地下水, 2002, 24(2): 94–95
JIANG G H. Groundwater polluted situation & preventive method in Guanzhong basin[J]. Groundwater, 2002, 24(2): 94–95

[38] JOHNSON G V, RAUN W R. Nitrate leaching in continuous winter wheat: Use of a soil-plant buffering concept to account for fertilizer nitrogen[J]. Journal of Production Agriculture, 1995, 8(4): 486–491

[39] GUO S L, ZHU H H, DANG T H, et al. Winter wheat grain yield associated with precipitation distribution under long-term nitrogen fertilization in the semiarid Loess Plateau in China[J]. Geoderma, 2012, 189/190: 442–450

[40] LI X X, HU C S, DELGADO J A, et al. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in North China Plain[J]. Agricultural Water Management, 2007, 89(1/2): 137–147

[41] DONG Q, DANG T H, GUO S L, et al. Effect of different mulching measures on nitrate nitrogen leaching in spring maize planting system in south of Loess Plateau[J]. Agricultural Water Management, 2019, 213: 654–658

[42] 郑利芳, 吴三鼎, 党廷辉. 不同施肥模式对春玉米产量、水分利用效率及硝态氮残留的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(4): 221–227
ZHENG L F, WU S D, DANG T H. Effects of different fertilization modes on spring maize yield, water use efficiency and nitrate nitrogen residue[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(4): 221–227

[43] KHAN A, LU G Y, AYAZ M, et al. Phosphorus efficiency, soil phosphorus dynamics and critical phosphorus level under long-term fertilization for single and double cropping systems[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2018, 256: 1–11

[44] HECKRATH G, BROOKES P C, POULTON P R, et al. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment[J]. Journal Environment Quality, 1995, 24(5): 904–910

[45] XIE Z J, LI S Y, TANG S C, et al. Phosphorus leaching from soil profiles in agricultural and forest lands measured by a cascade extraction method[J]. Journal of Environmental Quality, 2019, 48(3): 568–578

[46] CASSON J P, BENNETT D R, NOLAN S C, et al. Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta[J]. Journal of Environmental Quality, 2006, 35(6): 2212–2221

[47] KLEINMAN P J A, CHURCH C, SAPORITO L S, et al. Phosphorus leaching from agricultural soils of the Delmarva Peninsula, USA[J]. Journal of Environmental Quality, 2015, 44(2): 524–534

[48] SHARPLEY A, JARVIE H P, BUDA A, et al. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(5): 1308–1326

[49] HAMILTON S K. Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration[J]. Freshwater Biology, 2012, 57(S1): 43–57

[50] 孙兆军. 陕西水果面积和产量均居全国第一[J]. 中国果业信息, 2011, 28(11): 45–46
SUN Z J. Shaanxi Province fruits ranked first both in area and yield in China[J]. China Fruit News, 2011, 28(11): 45–46

[51] 曹胜伟, 费宇红, 田夏, 等. 硝酸盐污染氮氧同位素溯源及贡献率分析——以南阳地区为例[J]. 水文地质工程地质, 2019, 46(2): 82–91
CAO S W, FEI Y H, TIAN X, et al. Using isotopes of nitrogen and oxygen to trace groundwater nitrate contamination and contribution analysis: Exemplified by the Nanyang District[J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 2019, 46(2): 82–91

[52] 傅雪梅, 孙源媛, 苏婧, 等. 基于水化学和氮氧双同位素的地下水硝酸盐源解析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(9): 3951–3958
FU X M, SUN Y Y, SU J, et al. Source of nitrate in groundwater based on hydrochemical and dual stable isotopes[J]. China Environmental Science, 2019, 39(9): 3951–3958

[53] 姜桂花, 王文科, 乔小英, 等, 关中盆地地下水特殊脆弱性及其评价[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2009, 39(6): 1106–1110
JIANG G H, WANG W K, QIAO X Y, et al. Groundwater special vulnerability and its assessment in Guanzhong Basin[J]. Journal of Jilin University: Earth Science Edition, 2009, 39(6): 1106–1110