文章编号:1672-3317(2017)12-0049-07

猪场废水与氮肥水平对土壤氮矿化特性影响研究

杜臻杰1.2.3,李平',崔二苹',乔冬梅',梁志杰',齐学斌1.2

(1.中国农业科学院农田灌溉研究所,河南新乡453002;

2. 中国农业科学院 河南新乡农业水土环境野外科学观测试验站, 河南 新乡 453002;

3.农业水资源安全高效利用重点开放试验室,河南新乡453002)

摘 要:土壤氮素利用效率与土壤供氮能力密切相关,而猪场废水灌溉和外源氮肥的施入都会影响到土壤的供氮能 力,研究猪场废水灌溉条件下土壤氮素的释放规律可为合理施肥及提高氮素利用效率提供理论依据。试验设5个处 理:猪场废水高氮处理(PWH,目标含氮量(以纯氮计)为105 mg/kg),猪场废水低氮处理(PWL,目标含氮量(以纯氮 计)为66 mg/kg),清水高氮处理(CKH,目标含氮量(以纯氮计)为105 mg/kg),清水低氮处理(CKL,目标含氮量(以 纯氮计)为66 mg/kg),CK为清水不施氮处理,每个处理重复3次。通过室内常温培养试验,分别在培养的第7、14、 21、28、35、42 天测定土壤铵态氮、硝态氮及全氮量,研究了等氮量投入猪场废水与清水(自来水)相比氮素矿化及其 影响因素差异。培养期间,各处理土壤全氮和铵态氮呈逐渐下降的趋势。硝态氮随培养期延长呈逐渐上升的趋 势。猪场废水高氮PWH处理铵态氮和硝态氮量在培养末期均为最高,分别达40.12 mg/kg和152.32 mg/kg,清水高 氮CKH处理在培养末期全氮量最高,为0.43 g/kg。培养前期土壤氮素矿化较快,中后期变化较慢,土壤供氮平稳, 同一时段不同处理土壤累积矿化氮量存在显著差异(P<0.05).表明不同外源氮肥输入对土壤氮素的矿化能力影响 显著。PWH、PWL、CKH、CKL处理最大累积矿化氮量分别为59.69、31.07、24.26、23.49 mg/kg。土壤氮素的矿化速 率随着培养时间的增加而逐渐降低,且等氮投入的猪场废水培养处理土壤氮素矿化速率显著高于清水处理。综上 所述.猪场废水高氮PWH处理的供氮能力最强.该处理有利于土壤微生物数量及脲酶、蛋白酶活性的增加。 关键 词:猪场废水: 氮肥: 氮矿化: 土壤微生物: 酶活性 文献标志码:A

中图分类号:S157; X71

doi:10.13522/j.cnki.ggps.2017.12.009

杜臻杰,李平,崔二苹,等.猪场废水与氮肥水平对土壤氮矿化特性影响研究[J].灌溉排水学报,2017,36(12):49-55.

0引言

近年来,规模化养殖业迅猛发展,致使畜禽粪便和养殖废水等废弃物被随意丢弃或排放,对生态环境造 成很大的负面影响[1-3]。猪场废水含氮量较高,而且含有丰富的营养成分,经厌氧处理后回灌农田,不仅能够 缓解农村生态环境压力,还可以实现减施氮肥和提升地力的目标。针对猪场废水资源化利用的研究,主要 集中在猪场废水灌溉对土壤养分和重金属、有机污染物负荷的影响г-4、对土壤生物学特性和微生物群落的 影响的以及对作物生长和品质的影响的等。

土壤中的氮素大部分以有机态形式存在,这部分氮素不能被作物直接吸收利用。不同形态氮可以在不 同环境条件下发生形态之间的转化四,而有机氮只有通过土壤微生物将其转化为矿物氮才能被作物吸收,该 过程即土壤氮的矿化,是土壤氮素循环重要组成部分,也是反映土壤供氮能力的重要因素。目前,国内外对 土壤氮素矿化的研究主要集中在土壤氮素矿化的量化方法[89],非生物因子(如温度、水分及土壤类型)对土 壤氮素矿化的影响[10-12]及对土壤氮素矿化模拟和模型研究[19]等方面。在非生物因子对土壤氮素矿化的影响 研究方面多数学者只关注单一因素对氮矿化的影响,而针对组成成分复杂的非常规水源灌溉条件下土壤氮 素的矿化、释放规律研究并不多见。研究表明,城市生活污水等非常规水灌溉能够改善土壤性能,促进表层

收稿日期: 2017-04-19

基金项目:国家自然科学基金项目(51779260,51679241,51479201);中央级科研院所基本科研业务费(FIR12017-12);"十三五"国家重点研发计 划专项课题(2016YFD0800703,2016YFD0800704)

作者简介:杜臻杰(1982-),男,河南新乡人。助理研究员,博士,主要从事农业水资源与水环境方面的研究。E-mail: imdzj11@163.com 通信作者:齐学斌(1963-),男,陕西户县人。研究员,博士生导师,主要研究方向为农业水资源优化配置与调控。E-mail: qxb6301@sina.cn

微生物数量的增加,改变微生物群落结构,提高土壤生物活性147,而这些因素尤其是生物因子的改变可能 会导致土壤氮库的释放规律发生改变。因此,有必要对非常规水源灌溉条件下土壤氮素的释放规律和土壤 环境中关键生物因子的响应特征进行深入的研究。畜禽养殖废水相比城市的再生水来说,含氮量高,成分 更为复杂18。笔者前期的田间试验发现19,猪场废水适宜灌溉模式能够改善土壤大团聚体结构和肥力状况, 提高土壤持水性能,进而对土壤有机氮的矿化产生激发效应。不过田间条件下很难定量描述猪场废水灌溉 土壤的氮素矿化释放规律,而且该过程中生物因子和氮素释放的互作机制并不清楚,鉴于此,以华北平原典 型潮土为研究对象,利用室内常温培养方法,研究等氮投入的猪场废水与清水(本文所说的清水均为自来 水)培养土壤相比铵态氮、硝态氮、氮矿化量及矿化速率等的差异特征,分析不同处理土壤氮素释放规律,探 讨该过程中起关键作用的生物因子,以期为安全高效利用猪场废水、提高氮素利用效率及防止面源污染提 供科学依据,也为推进化肥减量提效及实现2020年零增长目标提供理论指导和技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤采自中国农业科学院河南新乡农业水土环境野外科学观测试验站,土壤质地为粉砂黏壤,取 土时间为2015年6月10日,试验时间为2015年7月2日—8月12日。试验站位于北纬35°19",东经113°53", 海拔 73.2 m,年均气温 14.1 ℃,年均降水量约 588.8 mm,无霜期 210 d,日照时间 2 398.8 h。猪场废水取自新 乡市盛达牧业有限公司,公司建有大型微生物厌氧发酵处理系统,试验所用猪场废水已进行厌氧发酵,水质 见表1,土壤基本理化性状见表2。

~													
水质	$NO_3-N/(mg \cdot L^{-1})$		$NH_4^+-N/mg\cdot L^{-1}$)	全氮量/(mg·L·1)		全磷量/(mg·	L ⁻¹) 高锰酸盐指	高锰酸盐指数/(g·L ⁻¹)		H值 总含盐量/(g·L ⁻¹)			
清水	0		0.75	1.06		0.86	0	0		0.96			
厌氧废水	3.05		620.36	651.23		6.91	6.91 639		6.76	9.57			
表2 试验前土壤基本理化性质													
土层深度/ cm	pH值	体积质量	〔量/ 总孔隙度/%	质地/(g·kg ⁻¹)			今磯島/(a·ka ⁻¹)	右机 质 昰/(α·kα ⁻¹)					
		(g·cm ⁻³)		黏粒	粉砂粒	ā 砂粒	土 叙 里 八 g Kg /	主) · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		行机坝里八g Kg /			
0~20	8.16	1.39	47.55	164.13	465.93	369.94	0.89	0.76		19.62			
20~40	8.34	1.33	49.81	186.31	367.24	446.45	0.88	0.83		9.63			
40~60	8.50	1.49	43.77	283.14	458.19	258.67	0.55	0.75		4.13			

小水田业业正小田

1.2 试验方法

试验设5个处理:猪场废水高氮处理(PWH,目标含氮量(以纯氮计)为105 mg/kg),猪场废水低氮处理 (PWL,目标含氮量(以纯氮计)为66 mg/kg),清水高氮处理(CKH,目标含氮量(以纯氮计)为105 mg/kg),清 水低氮处理(CKL,目标含氮量(以纯氮计)为66 mg/kg),CK为清水不施氮处理,每个处理重复3次。具体方 法如下:分别称取500g风干土样置于15个1000mL的三角瓶内,向三角瓶中加水使土壤含水率达到田间持 水率60%(供试土壤的田间持水率为33.76%,0~20 cm土层体积质量为1.39,500 g土的需水量为72.85 mL), 其中,PWH处理使用稀释1/5倍猪场废水(据田间试验适宜灌溉质量浓度而定),PWL处理使用稀释1/10倍的 猪场废水,CKH、CKL及CK均使用清水(自来水)。加水前,每个处理根据各自目标氮投入量(即105 mg/kg 和66 mg/kg)补充(NH4)2SO4(供试土壤偏碱性,采用生理酸性肥料硫酸铵为外源氮肥),其中,PWH处理补充 (NH4)2SO4量157.67 mg, PWL 处理补充103.57 mg, CKH 处理补充191.68 mg, CKL 补充120.18 mg, CK 不补 充。高氮组处理猪场废水 PWH 比清水 CKH 外源氮肥施用量少 34.01 mg, 低氮组处理猪场废水 PWL 比清水 CKL 氮肥施用量少16.61 mg。处理完成后,将三角瓶用封口膜密封,以避免水分及氮素氨挥发和反硝化损 失,并于25℃恒温培养,在第0、7、14、21、28、35、42天从每个培养瓶中分别取样(将瓶口打开,三点混合法) 测定全氮量、铵态氮和硝态氮,计算氮矿化量,期间用称质量法喷补失水。

室内分析试验参照文献[20]进行,其中,水样化学需氧量用重铬酸盐法测定;水样总氮用碱性过硫酸钾 消解紫外分光光度法测定;水样铵用纳氏试剂比色法测定;水样硝酸盐氮用紫外分光光度法测定;水样总磷 用钼酸铵分光光度法测定。土壤含水率测定采用烘干法;土壤pH值采用PHS-1型酸度计测定;土壤有机质 采用重铬酸钾容量法-外加热法测定;土壤硝态氮量、铵态氮量、全氮量、全磷量采用德国BRAN LUEBBE AA3连续流动分析仪测定;土壤累积矿化氮量(mg/kg,以N计)为当次取样所测得的矿质氮量与初始矿质氮量之差;土壤氮矿化速率(mg/(kg·d))为单位时间内土壤氮的矿化量。(由于培养过程为密闭环境,本试验未检测NH₃)土壤细菌、真菌采用稀释平板法测定,培养基分别为牛肉膏蛋白胨、放线菌采用高氏1号培养基和马丁氏培养基;脲酶活性采用苯酚一次氯酸钠比色法测定;蛋白酶活性采用茚三酮比色法测定。

1.3 数据处理

所得数据用 EXCEL 和 SPSS 17.0 等软件进行方差分析(在 0.05 水平上差异显著,在 0.01 水平上差异极显著),不同处理间的多重比较采用 LSD 法分析。

2 结果与分析

2.1 不同处理下土壤氮组分的变化

2.1.1 全氮量的变化

图1为土壤全氮量随培养时间的变化规律。各处理全氮量随培养时间的延长均呈降低的趋势,PWH、 PWL、CKH及CKL处理的降幅分别为48.10%、49.23%、40.27%和48.49%,CK变化幅度较小,为20%。表明 施外源氮后,促进了土壤中有机物质的分解矿化,在此过程中氮素有一定的损失(气体氮的损失)。PWH处 理降幅显著高于CKH(P<0.05),PWL处理与CKL处理相比,降幅差异不显著。猪场废水高氮PWH处理与 低氮PWL处理全氮降幅差异不显著;清水高氮CKH处理降幅显著低于低氮CKL处理(P<0.05)



图1 各处理土壤全氮量的变化

2.1.2 铵态氮的动态变化

图2为土壤铵态氮随培养时间的变化图。由图2可知,除CK外,各处理铵态氮量变化趋势与全氮基本 一致,在培养0~21d迅速降低,然后降低速率趋缓,大约在30d以后铵态氮处于较稳定的状态。PWH、PWL、 CKH及CKL处理的降幅分别为62.94%、66.49%、78.01%和83.35%,其中CK降幅较小,为20.20%,CKL和 CKH处理降幅较大。PWH处理在培养末期铵态氮量最高,达到40.12 mg/kg。PWH处理铵态氮降幅显著低 于CKH处理,PWL处理铵态氮降幅显著低于CKL处理(P<0.05)。猪场废水高氮PWH处理与低氮PWL处 理铵态氮降幅差异不显著,清水高氮CKH处理铵态氮降幅与低氮CKL处理差异不显著(P<0.05)。 2.1.3 硝态氮的动态变化

图3为土壤硝态氮量随培养时间的变化。由图3可知,土壤硝态氮量的变化规律与铵态氮相反,随培养时间的延长逐渐升高,各处理最大增幅在89.28%~511.72%之间,其中CK增幅较小,CKH、PWL和PWH处理增幅较大。PWH处理在培养末期硝态氮量最高,达到152.32 mg/kg。在好氧条件下,土壤铵态氮通过硝化作用迅速转化为硝态氮,因此,铵态氮随着培养时间的增加而急速下降,与之相反,硝态氮则呈上升趋势。 PWH处理硝态氮量升幅显著高于CKH处理,尤其是在培养开始的0~7 d。PWL处理硝态氮量升幅在0~7 d 显著高于CKL处理,在14~21 d显著低于CKL处理(P<0.05)。这说明猪场废水处理的供氮能力比等氮的 清水处理强。猪场废水高氮PWH处理与低氮PWL处理相比硝态氮量升幅差异不显著,不过PWH处理各培

图2 各处理土壤铵态氮量的变化

养阶段硝态氮量的绝对值显著高于PWL处理及其他处理。清水高氮CKH处理硝态氮量升幅与低氮CKL 处理差异不显著,各培养阶段CKH处理硝态氮量的绝对值显著高于CKL处理(P<0.05)。



2.2 不同施氮处理对土壤氮素矿化量的影响

图4表明,各处理土壤氮素矿化量的变化规律存在着明显差异。大致表现为培养前期迅速升高,培养后 期趋于稳定的趋势。这可能是由于在培养周期内氮转化相关指标如微生物数量和酶活性、pH值及碳氮比 (C/N)的变化有关。PWH处理0~7 d的升幅显著高于CKH处理,在7~21 d显著低于CKH处理。PWL处理 氮矿化量0~7 d的升幅显著高于CKL处理,在14~21 d显著低于CKL处理,而21~28 d又显著高于CKL处理 (P<0.05)。猪场废水高氮PWH处理氮矿化量0~7 d的升幅显著高于低氮PWL处理,在7~21 d显著低于 PWL处理,而21~28 d又显著高于PWL处理。清水高氮CKH处理氮矿化量升幅在14~21 d显著低于CKL处 理,而21~28 d又显著高于CKL处理(P<0.05)。整体来说,PWH处理各培养阶段氮矿化量的绝对值显著高于 PWL及其他处理。PWH、PWL、CKH、CKL处理最大累积矿化氮量分别为59.69、31.07、24.26、23.49 mg/kg,且 峰值出现的阶段不同。与CK相比,各处理土壤累积矿化氮量均显著增加,尤其是PWH处理。表明不同外 源氮输入对土壤氮素的矿化能力影响显著。

2.3 不同施氮处理对土壤氮素矿化速率的影响

图5表明,随着培养时间的延长,各施氮处理土壤氮 素矿化速率下降明显。不同施氮处理的矿化速率大致可 以划分为3个阶段:0~7d为第一阶段,各处理土壤的矿化 速率为0.18~8.53 mg/(kg·d);7~21d为第二阶段,各处理 的矿化速率迅速下降为0.48~3.80 mg/(kg·d);21~42d为 第三阶段,各处理的矿化速率下降缓慢,基本趋于平稳,矿 化速率为0.26~2.00 mg/(kg·d)。PWH、PWL、CKH、CKL 处理在培养期间的平均矿化速率分别为3.25、1.49、0.61、 0.52 mg/(kg·d)。

2.4 培养末期不同施氮处理氮矿化相关指标的比较

土壤氮矿化过程受土壤微生物、施肥、C/N、土壤质地、pH值、温湿度等多种因素的影响,矿化机理极为复





杂^[19]。培养末期(第42天)各处理氮矿化相关指标特征见表3。与CK相比,猪场废水高氮PWH处理土壤微生物、酶活性等指标均显著增高,其中,土壤细菌、真菌、放线菌、脲酶及蛋白酶活性比CK显著高出93.58%、51.99%、24.15%、43.26%、52.84%;清水高氮CKH处理除了真菌和放线菌以外,土壤细菌、脲酶及蛋白酶活性等指标也显著增高。高氮猪场废水PWH处理的微生物数量指标及脲酶、蛋白酶活性指标均显著高于清水CKH处理,其中,土壤细菌、真菌、放线菌、脲酶及蛋白酶活性指标比CKH处理显著高出51.80%、98.70%、59.76%、10.38%、37.95%;低氮猪场废水PWL处理除脲酶以外,其他指标也显著高于清水CKL处理。不同氮水平条件下,高氮处理PWH、CKH处理土壤细菌显著高出对应低氮处理PWL、CKL处理25.60%和46.32%;

猪场废水高氮PWH处理土壤霉菌、酵母菌也显著高于其他低氮处理。

表3 各处理氮矿化相关指标特征												
处理	细菌/10°个	真菌/10 ³ 个	放线菌/10 ⁵ 个	脲酶/(U·g ⁻¹)	蛋白酶/(U·g ⁻¹)	C/N						
PWH	2.11±0.05a	4.59±0.09a	8.02±0.11a	2.02±0.01a	2.69±0.09a	18±1.31b						
PWL	1.68±0.02b	3.64±0.07b	6.57±0.14b	1.67±0.01c	2.27±0.07b	19±1.52a						
СКН	1.39±0.03c	2.31±0.05d	5.02±0.15c	1.83±0.01b	1.95±0.04c	16±1.18c						
CKL	0.95±0.02d	2.45±0.08cd	5.16±0.19c	1.62±0.09c	1.69±0.09d	15±1.23d						
СК	1.09±0.01d	3.02±0.03c	6.46±0.09bc	1.41±0.09d	1.76±0.09d	14±1.23d						

3 讨论

土壤氮素的矿化过程直接影响着土壤氮素供应状况。土壤C/N对土壤氮矿化有重要影响。土壤碳氮 比过高过低均不利于土壤氮素的供应,当土壤C/N为15~25时,土壤氮素的利用效率较高,植株的生长状况 较好[21]。本试验条件下,除CK外,各处理土壤C/N介于15~19,有利于土壤氮的矿化释放。此外,研究表明, 施用有机肥有利于土壤微生物活性的增加,进而导致铵态氮被土壤微生物固定121,使土壤中铵态氮量降低。 本试验条件下,猪场废水高氮处理PWH(原液稀释1/5,总N投入105 mg/kg)有利于促进土壤微生物数量和 酶活性的增加(表3),这也为土壤氮素矿化提供有利环境,激发土壤有机氮矿化释放更多的铵态氮(图2)。 PWH处理外源氮肥(NH4)2SO4的添加量比清水CKH处理少34.01 mg,而土壤累积矿化氮量显著高于CKH处 理,该结果对于减施氮肥、提高氮素利用效率具有重要的指导意义。在培养后期,各处理土壤铵态氮的累积 量较少,而硝态氮量较高,这是由于铵态氮最终会通过硝化作用转化成硝态氮(图3)。然而张玉树等[2]研究 发现,化肥与有机肥连年配施条件下土壤全氮和有机碳量随试验年限的增加而提高,土壤供氮能力并没有 随之增强,而呈逐年降低的趋势。这可能是由于研究区土壤的有机氮组分有关,有机氮组分包括酸解未知 态氮、非酸解性氮、氨态氮、氨基酸氮和氨基糖氮等,有机氮组分的分配比例影响着土壤供氮能力,非酸解性 氮和酸解未知态氮主要由稳定性氮化合物组成,不易被矿化,为难矿化有机氮。而氨态氮、氨基酸氮、氨基 糖氮等则比较容易被矿化,为易矿化有机氮23]。如果试验处理能够增加易矿化氮的有机氮组分,那么该处理 的矿质氮量便会随培养时间的延长而增高;反之,如果处理增加了难矿化有机氮组分,土壤无机氮供应能力 便会随培养时间的延长呈降低的趋势。试验中PWH处理可能增加了氨态氮、氨基酸氮、氨基糖氮等组分的 比例,当然,这有待通过进一步的试验来证实。

研究还发现,外源氮肥的输入对土壤氮素矿化量影响较大。在不同培养阶段,土壤氮素矿化累积量表现出一定的规律性,初步明确了不同处理下土壤氮矿化的动态特征。即外源氮肥输入后,培养初期土壤氮素的矿化速率较快,在此阶段,氮素累积矿化量急速上升,表明土壤的供氮水平得到显著提高,培养21 d以后,土壤氮素矿化速率及土壤氮素累积矿化量逐渐降低且趋于平稳(图4一图5)。土壤有机氮矿化是土壤微生物活动的结果,而微生物作用在很大程度上依赖于土壤中养分的供应。在培养前期,土壤中有大量的有机物质,加上外源氮肥的添加,为微生物提供了较多的碳源和养分,该阶段微生物活动及相关生化反应较为剧烈,土壤氮矿化速率迅速达到了峰值,到了培养后期,土壤中有机碳已经很难分解,微生物活动趋于缓和^[24]。试验条件下,PWH处理相比其他处理,土壤氮素矿化累积量得到了显著提高,达到峰值时的累积矿化氮量为59.69 mg/kg,表明猪场废水配施适宜施氮水平,能够激发土壤氮矿化因子的活性,如增加细菌、真菌及放线菌的数量,提高脲酶和蛋白酶的活性(表3),进而提高土壤肥力和土壤供氮能力^[2526]。

氮素矿化速率与土壤氮素效率和氮损失的关系密切,能够反映某段时间内土壤氮矿化量及其分解释放的难易程度^[27]。试验表明,土壤氮素矿化速率随着培养时间的增加而逐渐降低,到培养中后期趋于平稳。这与赵长盛等^[28]研究结果一致。马兴华等^[29]研究表明,烟草种植土壤的氮素矿化速率在培养初期呈正值;而在培养4周以后,土壤氮素矿化速率降为负值。研究PWH处理的平均矿化速率达3.25 mg/(kg·d),高于其他处理。矿化速率呈现的动态规律反映了该试验条件下土壤氮素转化的过程和途径,即在培养前期表现为土壤氮矿化和释放,在培养的中后期则表现为土壤氮的同化和固定。本试验发现,猪场废水灌溉土壤氮素矿化速率均显著高于清水灌溉处理,这与猪场废水中较高的有机物有关,该处理能够为微生物生长及活动提供较为充足的碳源及营养(表3),从而促进有机氮的矿化与释放。

4 结 论

1)室内恒温培养试验表明,各处理土壤全氮量和铵态氮量在培养期间呈逐渐下降的趋势,硝态氮量呈 逐渐上升趋势。土壤氮素在培养前期矿化速率较快,中后期变化较慢。等氮投入的猪场废水培养处理土壤 累积矿化氮量与氮素矿化速率显著高于清水培养处理。

2)PWH处理与等氮量投入的清水CKH处理相比,外源氮肥(NH4)2SO4的添加量减少34.01 mg,而土壤 累积矿化氮量显著高于CKH处理,表明猪场废水与少量氮肥配施有利于氮素的矿化,且能够实现氮肥减施 和氮素利用效率提高的目的。

3)各处理中,猪场废水高氮PWH处理供氮能力最强,因为该处理能够改善土壤微生态环境,提高细菌、 真菌、放线菌数量及土壤脲酶、蛋白酶活性,进而激发土壤氮库的矿化和释放。

参考文献:

- [1] 孙永明,李国学,张夫道,等.中国农业废弃物资源化现状与发展战略[J].农业工程学报,2005,21(8):169-173.
- [2] 杜臻杰,樊向阳,吴海卿,等.施用生物质炭和猪场沼液对潮土团聚体及氮素形态影响研究[J].灌溉排水学报,2015,34(9):20-23,27.
- [3] CHARY NS, KAMALA CT, RAJ DSS. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown 60 on sewage irrigated soils and food chain transfer
 [J]. Ecotoxicology and Environmental Safely, 2008, 69:513-524.
- [4] FANGUEIRO D, SENBAYRAN M, TRINDADE H, et al. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15):7 132-7 142.
- [5] RAMOS I, PÉREZ R, REINOSO M, et al. Microaerobic digestion of sewage sludge on an industrial-pilot scale: The efficiency of biogas desulphurisation under different configurations and the impact of O₂, on the microbial communities[J]. Bioresource Technology, 2014, 164(7):338-346.
- [6] GARG R N, PATHAK H, DAS D K, et al. Use of flyash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of soil[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2005, 107(1/3):1-9.
- [7] 黄钰铃,罗广成,李靖.人工湿地生态系统氮循环试验研究[J]. 灌溉排水学报, 2007, 26(4):93-97.
- [8] 巨晓棠,刘学军,张福锁.冬小麦/夏玉米轮作体系中土壤氮素矿化及预测[J].应用生态学报, 2003, 14(12):2 241-2 245.
- [9] 蔡红光,米国华,陈范骏,等.东北春玉米连作体系中土壤氮矿化、残留特征及氮素平衡[J].植物营养与肥料学报,2010,16(5):1144-1152.
- [10] 王帝里,孙波.温度和土壤类型对氮素矿化的影响[J].植物营养与肥料学报, 2011, 17(3):583-591.
- [11] 田冬,高明,徐畅.土壤水分和氮添加对3种质地紫色土氮矿化及土壤pH的影响[J].水土保持学报,2016,30(1):255-261.
- [12] JACYNTHE D R, ZEBARTH B J, GEORGALLAS A, et al. Temperature dependence of soil nitrogen mineralization rate: Comparison of mathematical models, reference temperatures and origin of the soils[J]. Geoderma, 2010,157: 97-108.
- [13] MANZONI S, PORPORATO A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009,41 (7): 1 355-1 379.
- [14] 龚雪,王继华,关健飞,等.再生水灌溉对土壤化学性质及可培养微生物的影响[J].环境科学, 2014,35(9):3 572-3 579.
- [15] 周媛,齐学斌,李平,等. 再生水灌溉年限对设施土壤酶活性的影响[J]. 灌溉排水学报,2016,35(1):22-26.
- [16] CIRELLI G L, CONSOLIA S, LICCIARDELLO F, et al. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production[J]. Agricultural Water Management, 2012, 104(1):163-170.
- [17] CHEN WEIPING, LU SIDAN, PAN NENG. et al. Impact of reclaimed water irrigation on soil health in urban green areas[J]. Chemosphere, 2015, 119 (1):654-661.
- [18] 冯洁,张克强,王风,等. 牛场废水与化肥配施对冬小麦-夏玉米产量和土壤氮素的影响[J]. 灌溉排水学报, 2016, 35(10):1-7.
- [19] DU Z, CHEN X, QI X, et al. The effects of biochar and hoggery biogas slurry on fluvo-aquic soil physical and hydraulic properties: a field study of four consecutive wheat-maize rotations[J]. Journal of Soils & Sediments, 2016, 16(8):2 050-2 058.
- [20] 鲍士旦.土壤农化分析[M]. 北京:科学出版社,2000.
- [21] 葛顺峰,周乐,李红娜,等.土壤C/N对苹果植株生长及氮素利用的影响[J].中国生态农业学报,2013,21(7):795-800.
- [22] 柳敏,张璐,字万太,等. 有机物料中有机碳和有机氮的分解进程及分解残留率[J]. 应用生态学报, 2007, 18(11): 2503-2506.
- [23] 张玉树, 张金波, 朱同彬, 等. 不同种植年限果园土壤有机氮组分变化特征[J]. 生态学杂志, 2015, 34(5):1 229-1 233.
- [24] 林杉,陈涛,赵劲松,等.长期施肥的水稻土在不同培养温度下的有机碳矿化特征[J].应用生态学报,2014,25(5):1 340-1 348.
- [25] TRUU M, TRUU J, HEINSOO K. Changes in soil microbial community under willow coppice: The effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(6): 1 011-1 020.
- [26] 高兵,任涛,李俊良,等.灌溉策略及氮肥适用对设施番茄产量及氮素利用的影响[J].植物营养与肥料学报,2008,14(6):1104-1109.
- [27] 周媛,李平,齐学斌,等.不同施氮水平对再生水灌溉土壤释氮节律的影响[J].环境科学学报,2016,36(4):1369-1374.
- [28] 赵长盛,胡承孝,黄魏.华中地区两种典型菜地土壤中氮素的矿化特征研究[J].土壤, 2013, 45(1):41-45.
- [29] 马兴华, 荣凡番, 苑举民,等. 典型植烟土壤氮素矿化研究[J]. 中国烟草科学, 2011, 32(3):61-65.

The Impact of Nitrogen fertilizer and Irrigation with Piggery Wastewater on Nitrogen Mineralization

DU Zhenjie^{1,2,3}, LI Ping¹, CUI Erping¹, QIAO Dongmei¹, LIANG Zhijie¹, QI Xuebin^{1,2}

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China;

2. Agriculture Water and Soil Environmental Field Science Research Station of Xinxiang City of Henan Province of CAAS,

Xinxiang 453002, China; 3. Key Laboratory of High Efficient and Safe Utilization of

Agriculture Water Resources of CAAS, Xinxiang 453002, China)

Abstract: Nitrogen input into soil influences nitrogen cycling and is closely related to nitrogen use efficiency. A laboratory experiment was conducted in this paper to investigate the change in ammonium nitrogen (NH⁺₄-N), nitrate nitrogen (NO₃-N) and total nitrogen (TN) in soil samples (0, 7, 14, 21, 28, 35 and 42 days) irrigated by piggery wastewater and clean water (running water) under conditions that the nitrogen input in all treatments were the same and that the nitrogen input in each treatment was set at a high level and a low level. The results showed that TN and NH⁺₄-N gradually decreased over time under different treatments, while NO⁻₃-N increased. At the end of the incubation, the content of TN, NH⁺₄-N and NO⁻₃-N in high N treatment was higher than those at low N treatment. The maximum TN content was in CKH treatment (clean water with high nitrogen), while the maximum contents of NH⁺₄-N and NO⁻₃-N were both in the PWH treatment (irrigating with piggery wastewater plus high nitrogen application). There was a significant difference in cumulative mineralized nitrogen among different treatments (P<0.05). The results also demonstrated that nitrogen input impacted cumulative mineralized nitrogen in two ways, and the cumulative mineralized nitrogen was the highest in the PWH treatment with a value of 59.69 mg/kg. The nitrogen mineralization rate decreased with the incubation time, and the nitrogen mineralization rate under piggery wastewater treatments were significantly higher than that under clean water treatments despite their different nitrogen managements. It is not difficult to conclude that the PWH treatment has the greatest nitrogen supplying capacity, due to the high microbial biomass and enzyme activity of nitrogen mineralization. Key words: piggery wastewater; nitrogen fertilizer; nitrogen mineralization; soil micro-organism; enzyme activity

责任编辑:白芳芳