

不同坡度地表径流中污泥氮素流失规律的研究

陈炎辉¹, 陈明华², 王果^{1*}, 陈文祥², 杨舜成², 柴鹏²

(1. 福建农林大学资源与环境学院, 福州 350002; 2. 福建省水土保持试验站, 福州 350003)

摘要:研究了人工模拟降雨条件下, 坡度对撒施于赤红壤坡地的污泥氮素随地表径流的流失影响。结果表明, 各坡度污泥撒施的前期(1 d和18 d)径流中混匀样总氮(MTN)、静置样总氮(STN)、颗粒态总氮(TPN)、悬浮态总氮(TSN)、可溶性总氮(TDN)、 NH_4^+ -N浓度和流失量均达到峰值, 氮素(MTN和STN)流失最为严重, 对地表水的污染风险随坡度增大而升高, 其中25°STN浓度和流失量峰值分别为126.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和1788.6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$, 分别是10°对应峰值的4.6和5.8倍。此后撒施径流氮素(NO_3^- -N除外)浓度和流失量均呈先快速下降后逐渐趋于稳定, 坡度处理间的氮素浓度和流失量差异较小。10°~25°处理径流中68.6%~73.4% MTN和62.3%~66.7% STN流失量发生在污泥撒施前期(1 d和18 d)径流中, MTN径流流失系数大小依次为: 20° > 25° > 15° > 10°, TDN是氮素流失的主体, 但相当比例 NH_4^+ -N是通过吸附于颗粒相随径流流失的。

关键词:坡度; 模拟降雨; 坡地; 径流; 污泥氮

中图分类号: X144; X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)10-2423-08

Effects of Slopes on Nitrogen Transport Along with Runoff from Sloping Plots on a Lateritic Red Soil Amended with Sewage Sludge

CHEN Yan-hui¹, CHEN Ming-hua², WANG Guo¹, CHEN Wen-xiang², YANG Shun-cheng², CHAI Peng²

(1. Department of Resources and Environmental Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. Water and Soil Conservation Experimental Station in Fujian, Fuzhou 350003, China)

Abstract: The effects of different slopes on nitrogen transport along with runoff from sloping plots amended with sewage sludge on a lateritic red soil were studied under simulated rainfall conditions. When the sludge was broadcasted and mixed with surface soils (BM), the MTN (total nitrogen of mixing sample), STN (total nitrogen of settled sample), TPN (total particulate nitrogen), TSN (total suspended nitrogen), TDN (total dissolved nitrogen) and NH_4^+ -N concentrations and nitrogen loss amounts in runoff of all treatments were highest at 1 day or 18 days after application. The highest concentrations and the loss amounts of MTN and STN in the slope runoff for the BM treatment increased with slope degree, showing increasing pollution risks to the surface waters. The STN concentration and loss amounts from the 25° plots were 126.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 1788.6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$, respectively, being 4.6 times and 5.8 times of the corresponding values from the 10° plots, respectively. Then the concentrations and the loss amounts of nitrogen (except NO_3^- -N) from the BM plots diminished rapidly first and then tended to be stable with dwindling differences between the slopes. The loss of MTN and STN in early runoff (1 day and 18 days) accounted for 68.6%~73.4% and 62.3%~66.7% of the cumulative loss amounts during the experimental period for all the broadcasted treatments. Runoff loss coefficients of MTN increased in the order of 20° > 25° > 15° > 10°. Nitrogen was largely lost in dissolved species while large portion of NH_4^+ -N was lost with particulates.

Key words: slope degree; simulated rainfall; sloping field; runoff; nitrogen of sewage sludge

农业氮素流失易造成水体藻类尤其是有毒藻类疯长, 使水质恶化, 引发水体富营养化、饮用水硝酸盐过量累积危及人体健康等问题^[1]。许多研究均证实污泥在改良土壤和促进植物(蔬菜、林木、草被等)生长方面具有显著效果^[2~7], 适宜于对退化土壤进行修复和改良, 因此农业利用是解决污泥日益增多的有效途径。但在营养元素普遍缺乏的南方赤红壤坡地施用污泥, 主要潜在污染风险在于南方高温多雨, 地表径流强, 若施用不当, 易使污泥氮素累积于坡地土壤中, 并在降雨-径流作用下流失而污染下游水域。Quilbe等^[8]研究表明, 污泥撒施径流中 NH_4^+ -N浓度显著高于对照。Grey等^[9]研究也表明, 林地施用污泥对径流 NH_4^+ -N浓度无明显影响, 但提

高了 NO_3^- -N浓度。Rostagno等^[10]研究认为, 径流中 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N浓度随污泥施用量的增加而上升, 随时间的推移而递减, 污泥表施初期径流 NH_4^+ -N的污染风险较大, 而污泥处理的变性土径流中 NO_3^- -N浓度显著高于老成土, 归结于变性土渗透性较低的缘故。此外, 径流氮素流失变化与土壤中污泥氮素的化学行为关系十分密切。研究认为, 污泥氮素矿化和硝化率与有机氮含量呈正比, 与污泥C/N比呈反

收稿日期: 2009-11-24; 修订日期: 2010-01-28

基金项目: 教育部重点项目(204075); 福建省教育厅重点项目; 福建省科技厅重大专项前期研究项目(2005YZ1001)

作者简介: 陈炎辉(1980~), 男, 博士, 讲师, 主要研究方向为环境生态, E-mail: yhchenm@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: gwang572003@yahoo.com.cn

比^[11]. 研究表明,施用富含金属的污泥或在污泥施用区配施石灰,依然可促进氮素矿化^[12,13]. 研究指出,施用污泥可提升钙质土壤有机氮含量,且单施污泥的有机氮净矿化率要高于污泥和尿素配施处理^[14]. 上述研究多局限于非酸性土区的缓坡地或是荒漠草原上,地形较为和缓,无法表征在地形复杂、类型多样的中国南方丘陵山地施用污泥可能引发的氮素流失特征和污染风险. 坡度是影响坡地污泥氮素径流流失的最主要地形因素,是地表其它形态(坡长、坡形)存在的前提. 本研究旨在探讨高量污泥撒施在赤红壤坡地上(直形坡、裸地条件),在不同坡度(10°、15°、20°、25°)条件下,径流各形态氮素随时间的变化特征,并评估其污染风险,以期为确定施用污泥的合理地形条件提供依据.

1 材料与方法

1.1 小区设计

野外原位模拟试验设在福建省厦门市集美水

土保持试验站(118°0'23"E、24°37'9.6"N)内,属亚热带海洋性气候,年均气温为 21℃,多年平均降雨量在 1 100 mm 左右. 试验在 12 个径流小区上进行,分 10°、15°、20°、25°共 4 个坡度组. 每个小区宽 1 m(与等高线平行),长 5 m(水平投影),水平投影面积 5 m². 小区砌成后,前期先分层回填土壤(花岗岩发育的赤红壤,性质见表 1),用少量水喷洒土壤表面,使表土保持平整,并自然沉实 3 个月.

1.2 试验处理

试验污泥(性质见表 1)取自厦门海沧污水处理厂,将湿污泥晾干、捣碎,过 5 mm 筛,备用. 将污泥分别撒施(60 kg 污泥均匀撒在单个小区土面上,用竹耙将污泥与表层约 15 cm 土壤混匀,并保持坡面平整)在坡度为 10°、15°、20°、25°坡地上,各坡度处理重复 2~3 次,随机区组排列. 污泥于 2006 年 9 月 2 日一次性施入土壤,施用量均为 120 t·hm⁻²,折合每个小区纯氮负荷为 2.43 kg.

表 1 供试土壤和污泥的部分理化性质¹⁾

Table 1 Physical and chemical properties of soil and sewage sludge studied

项目	全氮 /g·kg ⁻¹	铵态氮 /mg·kg ⁻¹	硝态氮 /mg·kg ⁻¹	有机质 /g·kg ⁻¹	pH (H ₂ O)	CEC /cmol·kg ⁻¹	黏粒 /%	粉粒 /%	砂粒 /%
土壤	0.29	15.2	1.6	13.0	5.2	5.1	44.7	12.9	42.5
污泥	40.50	1256.2	8.5	320.1	7.5	27.8	67.4	15.3	17.4

1) pH 水土比为 2.5:1, 质地测定采用吸管法, 颗粒分级按国际制, 其余指标测定参见文献[15]

1.3 人工模拟降雨

严重的地表径流和土壤侵蚀多发生在历时较短而雨强大的暴雨事件中,本研究采用人工模拟降雨模拟当地可能出现的大暴雨. 分别于污泥施用后 1、18、65、125、195 d,进行了 5 组人工模拟降雨,每组降雨持续 20 min,降雨强度分别为:(1.473 ± 0.09)、(1.468 ± 0.18)、(1.502 ± 0.09)、(1.531 ± 0.13)、(1.505 ± 0.14) mm·min⁻¹.

人工模拟降雨采用中国科学院水利部水土保持研究所研制的组合侧喷式模拟降雨器. 产流试验选定直径 13 mm 的出流孔板,压力为 0.2 MPa,以达到所要求. 模拟降雨试验一般于 05:00~09:00 或 18:00~22:00 无风时进行. 将降雨装置安放在小区外围埂的适当位置,采用 1 对侧喷式降雨设备对喷,4 个小区一组,先用小孔径喷头产生的小雨饱和土壤,使其处于产流的临界状态,尽量控制各小区表层土壤含水量一致. 每组小区均匀布设 8 个雨量器(铅锤方向放置),降雨历时为 20 min,产流结束后,分别记录径流量和雨量器中的降雨量. 将接盛径流

液的塑料桶内的径流样搅匀,平行采集 2 份浑水样(分别用于混匀样和静置样指标的测定),径流样尽快送回实验室分析. 降雨结束后,各小区全坡面覆盖塑料布,因此试验未受天然降雨影响.

1.4 测定方法

取适量混匀样(摇匀瓶中水样使水和固体颗粒混合均匀)和静置水样(混匀水样自然沉降 30 min,取其上层非沉降部分水样)经碱性过硫酸钾消解氧化,离心,用紫外分光光度法分别测定混匀样总氮(total nitrogen of mixed sample, MTN)和静置样总氮(total nitrogen of settled sample, STN). 混匀水样经 0.45 μm 微孔滤膜抽滤后的水样,分别用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法、纳氏试剂光度法和紫外分光光度法测定水体中可溶性总氮(total dissolved nitrogen, TDN)、铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)的含量. 颗粒态总氮(TPN)为混匀水样总氮与可溶性总氮的差值:TPN = MTN - TDN. 悬浮态总氮(TSN)为静置水样总氮与可溶性总氮的差值:TSN = STN - TDN. 用烘干法测定径流中颗粒物和悬

浮物含量. 数据处理和图表制作均在 Microsoft Excel 2003 和 DPS 6.5 平台上完成的.

2 结果与分析

2.1 坡度对径流氮素浓度的影响

表 2 显示, 污泥撒施 1 d 后, 不同坡度径流 MTN、STN、TPN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N 浓度均达到峰值, 其中 MTN、STN、TDN 和 NH_4^+ -N 浓度峰值均与坡度成正比且浓度大小依次均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$, 其中 $10^\circ \sim 15^\circ$ 增幅较缓, 增幅分别为 36.8、6.3、1.7 和 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $15^\circ \sim 25^\circ$ 增幅则十分明显, 增幅分别高达 98.9、92.1、81.2 和 $84.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这说明污泥撒施初期, 氮素对地表水存在较大污染风险, 且径流多数氮浓度峰值对坡度十分敏感, 对地表水的污染风险随坡度增大而升高. 25° 径流 MTN、STN 和 NH_4^+ -N 浓度峰值分别高达 180.6、126.1 和 $99.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 是 10° 对应峰值的 4.0 ~ 6.7 倍, $10^\circ \sim 25^\circ$ 径流 STN 和 NH_4^+ -N 浓度峰值分别超过地表水 V 类水限值^[16] 的 12.8 ~ 62.0 和 6.3 ~ 48.5 倍. TPN 浓度峰值大小依次为: $20^\circ > 25^\circ > 15^\circ > 10^\circ$, 20° 径流 TPN 浓度峰值为 $96.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比其它坡度高出 20.4 ~ $73.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. TSN 浓度峰值大小依次为: $25^\circ > 15^\circ > 10^\circ > 20^\circ$, 25° 径流 TSN 浓度峰值为 $22.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比其它坡度高出 10.9 ~ $16.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 各坡度径流 NO_3^- -N 浓度均处于最低值, 仅介于 $0 \sim 0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 未超出集中式生活饮用水地表水源地的标准限值 (硝态氮 $\leq 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[16].

随时间推移, 各坡度撒施径流氮素 (除 NO_3^- -N 外) 浓度呈先快速下降后趋于缓慢递减趋势, 坡度处理间的径流氮素浓度差异逐渐变小. 各坡度处理 MTN、STN、TDN 和 NH_4^+ -N 浓度均在污泥撒施 195 d 后的径流中达到最低值, 浓度最低值大小依次均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$, 其中 10° 对应最低值分别为 6.5、4.8、3.3 和 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 为 25° 对应最低值的 18.4% ~ 42.6%. $10^\circ \sim 25^\circ$ 径流 STN 浓度最低值超过地表水环境质量标准 V 类水限值^[16] 的 1.4 ~ 8.4 倍, 而 $10^\circ \sim 20^\circ$ 径流 NH_4^+ -N 浓度最低值则符合 III ~ V 类水质, 25° NH_4^+ -N 浓度最低值超出 V 类水限值^[16] 的 0.2 倍. $10^\circ \sim 25^\circ$ 同时期径流 TPN 和 TSN 浓度基本上与坡度呈正相关, 但这种关系趋于淡化.

表 2 可知, NO_3^- -N 浓度变化与其它形态氮素流失特征完全不同. 随时间推移, $10^\circ \sim 20^\circ$ 径流 NO_3^- -N

浓度基本呈先上升后逐渐下降趋势, 且呈坡度越大降幅越缓, 峰值均出现在污泥撒施 125 d 后的径流中, 而 25° 径流 NO_3^- -N 浓度峰值出现在污泥撒施 195 d 后的径流中. 25° 径流 NO_3^- -N 浓度峰值比 $10^\circ \sim 20^\circ$ 对应峰值高出 $0.1 \sim 2.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $10^\circ \sim 25^\circ$ 径流 NO_3^- -N 浓度峰值均在集中式生活饮用水地表水源地标准限值 (硝态氮 $\leq 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[16] 之内. NO_3^- -N 浓度随坡度增大而升高的趋势仅在污泥撒施 125 d 的后续径流中才出现.

模拟试验期内, MTN、STN、TPN、TDN 和 NH_4^+ -N 平均浓度均随坡度增大而升高, 浓度大小依次均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$. NO_3^- -N 平均浓度大小依次为: $25^\circ > 20^\circ > 10^\circ > 15^\circ$. TSN 平均浓度大小依次为: $25^\circ > 15^\circ > 20^\circ > 10^\circ$. 可见, 污泥撒施要尽量选择坡度较缓和 ($< 15^\circ$) 的坡地, 可极大降低径流氮素的流失风险.

2.2 坡度对径流氮素流失量的影响

表 2 显示, 从横向时间尺度来看, $10^\circ \sim 25^\circ$ 撒施径流 MTN、STN、TPN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N 流失量在污泥撒施的前期 (1 d 和 18 d) 径流中均达到峰值, 峰值范围分别为 524.5 ~ 2710.7、309.7 ~ 1788.6、287.0 ~ 1835.2、72.2 ~ 317.1、237.5 ~ 1471.5 和 $172.3 \sim 1413.6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$. 随时间推移, 各处理径流中 MTN、STN、TPN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N 流失量基本呈先快速下降后逐渐稳定趋势, 最低值范围分别为 89.5 ~ 370.9、66.7 ~ 309.1、6.4 ~ 47.4、2.8 ~ 10.4、47.7 ~ 299.0 和 $9.1 \sim 38.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 分别仅及同一坡度对应峰值的 8.4% ~ 17.8%、15.9% ~ 27.7%、2.2% ~ 4.6%、3.9% ~ 9.5%、20.1% ~ 27.4% 和 2.7% ~ 9.4%. $10^\circ \sim 25^\circ$ 撒施径流 NO_3^- -N 流失量呈先上升后逐渐下降趋势, 峰值介于 124.3 ~ $188.8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 之间, 出现在污泥撒施 125 d 或 195 d 后的径流中.

从各坡度的同期径流数据来看, 污泥撒施 1 d 后的径流 STN、TDN 和 NH_4^+ -N 流失量对坡度变化十分敏感, 均与坡度成正比, 大小依次均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$. 25° 径流 STN、TDN 和 NH_4^+ -N 流失量分别是 10° 对应指标的 5.8 ~ 8.5 倍, 其中 $10^\circ \sim 15^\circ$ 增幅较缓, 增幅分别为 118.5、56.8 和 $24.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, $15^\circ \sim 25^\circ$ 增幅则更为明显, 增幅分别可达 1360.4、1177.2 和 $1223.9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$. 随时间推移, 在后续径流中, 一定坡度范围内, 同时期 STN、TDN 和 NH_4^+ -N 流失量随坡度增大而增大, 当超过一定坡度时, 又与坡度成反比, 且临界坡度是变量, 变化于 $20^\circ \sim 25^\circ$ 之

表 2 坡度对径流氮浓度和流失量动态变化的影响¹⁾

Table 2 Effects of slopes on change of the concentration and loss amount of nitrogen in the runoff solutions

处理	MTN/mg·L ⁻¹					MTN/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	45.0c	18.0d	10.7c	10.3d	6.5c	524.5c	359.1b	97.5b	213.2d	93.1b
15°	81.7b	24.6c	10.4c	17.1c	8.6c	1 060.3b	468.5b	89.5b	358.9c	105.4b
20°	150.1a	36.5b	48.1b	24.9b	16.1b	2 710.7a	1077.9a	420.2a	591.7b	370.9a
25°	180.6a	47.5a	64.9a	47.2a	21.3a	2 509.6a	956.4a	460.8a	753.8a	346.4a
处理	STN/mg·L ⁻¹					STN/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	27.6c	12.5c	10.3c	7.9d	4.8c	309.7d	247.4c	93.9b	159.4c	66.7c
15°	34.0c	15.4c	8.2c	12.8c	5.7c	428.2c	291.0c	70.7b	263.8b	68.0c
20°	58.7b	32.4b	43.8b	21.5b	11.6b	965.2b	960.9a	388.8a	507.0a	267.6b
25°	126.1a	36.9a	53.5a	37.3a	18.7a	1 788.6a	742.4b	378.8a	574.8a	309.0a
处理	TPN/mg·L ⁻¹					TPN/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	23.8d	6.7c	0.8d	2.6c	3.2b	287.0d	138.3c	6.4d	58.6c	45.4b
15°	58.8c	10.9b	2.9c	5.4b	3.5b	766.0c	210.8b	24.6c	118.5b	44.4b
20°	96.9a	7.9c	5.7b	4.2b	5.7a	1835.2a	226.2b	41.8b	104.4b	131.4a
25°	76.5b	13.4a	15.1a	13.8a	3.2b	1038.1b	270.0a	108.1a	245.8a	47.4b
处理	TSN/mg·L ⁻¹					TSN/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	6.4c	1.2b	0.4c	0.2c	1.5a	72.2c	26.6c	2.8c	4.8c	19.0b
15°	11.1b	1.7b	0.7c	1.1b	0.6a	133.9b	33.3c	5.8c	23.4b	7.0c
20°	5.5c	3.8a	1.4b	0.8c	1.2a	89.7c	109.2a	10.4b	19.7b	28.1a
25°	22.0a	2.8ab	3.7a	3.9a	0.6a	317.1a	56.0b	26.1a	66.8a	10.0c
处理	TDN/mg·L ⁻¹					TDN/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	21.2c	11.3c	9.9c	7.7d	3.3c	237.5c	220.8c	91.1b	154.6c	47.7b
15°	22.9c	13.7c	7.5c	11.7c	5.1c	294.3c	257.7c	64.9b	240.4b	61.0b
20°	53.2b	28.6b	42.4b	20.7b	10.4b	875.5b	851.7a	378.4a	487.3a	239.5a
25°	104.1a	34.1a	49.8a	33.4a	18.1a	1471.5a	686.4b	352.7a	508.0a	299.0a
处理	NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹					NH ₄ ⁺ -N/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	14.7c	8.7c	1.1c	1.3b	1.0a	165.6c	172.3c	9.1d	24.0c	15.4b
15°	14.8c	11.0c	2.5bc	1.8b	1.7a	189.7c	207.4c	22.8c	37.3b	19.4b
20°	44.6b	19.2b	3.6bc	1.4b	1.5a	759.9b	588.2a	31.1b	31.5b	33.6a
25°	99.1a	24.2a	11.7a	3.3a	2.4a	1413.6a	490.1b	83.5a	55.0a	38.5a
处理	NO ₃ ⁻ -N/mg·L ⁻¹					NO ₃ ⁻ -N/mg·m ⁻²				
	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d	1 d	18 d	65 d	125 d	195 d
10°	0.0b	0.0b	4.6a	6.1b	2.1c	0.0b	0.0b	38.8a	124.3b	28.4b
15°	0.2b	0.0b	3.0b	6.1b	3.2c	2.6b	0.0b	26.6b	135.0b	38.3b
20°	0.4b	1.9a	4.2a	8.2a	6.2b	6.8a	47.8a	35.8a	188.8a	143.4a
25°	0.9a	2.3a	3.4b	8.0a	8.4a	9.6a	45.7a	23.6b	119.9b	136.9a

1) 各处理均为污泥撒施且施用量为 120 t·hm⁻², 10°、15°、20°和 25°代表坡度, 表中浓度和流失量数据均来自单次降雨(历时 20 min)径流液分析数据的平均值, 1、18、65、125 和 195 d 代表污泥施用后的天数, 多重比较采用最小差异显著法(LSD), 纵向处理间的不同小写字母代表处理间的差异达到显著水平($p < 0.05$)

间, 因坡度差异引起的同期 STN、TDN 和 NH₄⁺-N 流失量峰值与最低值的差值范围分别为 242.4 ~ 713.5、251.3 ~ 630.9 和 23.1 ~ 416.0 mg·m⁻². 模拟试验期内, TSN 流失量与坡度关系不明显, 而 MTN 和 TPN 流失量基本随坡度升高而增大, 二者峰值基本出现在 20°或 25°处理中, 坡度引起的同期 MTN 和 TPN 流失量峰值与最低值差值范围分别为

277.8 ~ 2186.2 和 86.9 ~ 1548.2 mg·m⁻². 模拟试验期内, 前期径流 NO₃⁻-N 流失量很低, 10°与 15°、20°与 25°处理间的流失量不存在明显差异, 这主要与污泥撒施前期径流中 NO₃⁻-N 浓度较低有关. 此后只在污泥撒施 125 d 和 195 d 后的径流中, NO₃⁻-N 流失量随坡度升高而增大, 流失量峰值均在 20°处理中, 与最低值的差值分别为 68.9 和 115.0 mg·m⁻².

模拟试验期内,各坡度径流中 MTN、TPN 和 NO_3^- -N 平均流失量大小均为: $20^\circ > 25^\circ > 15^\circ > 10^\circ$. STN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N 平均流失量大小均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$. 可见,撒施径流氮素平均流失量基本随坡度增大而增大. 张兴昌等^[17]研究证实, NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 淋溶量随坡度增大而逐渐减少.

从累积流失量来看,各坡度撒施径流 MTN、TPN 和 NO_3^- -N 大小依次均为: $20^\circ > 25^\circ > 15^\circ > 10^\circ$, STN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N 大小依次均为: $25^\circ > 20^\circ > 15^\circ > 10^\circ$. 各坡度 68.6% ~ 73.4% MTN、62.3% ~ 66.7% STN、76.5% ~ 88.1% TPN、77.4% ~ 82.2% TSN、60.1% ~ 65.0% TDN 和 83.3% ~ 93.3% NH_4^+ -N 流失量发生在污泥撒施的前期(1 d 和 18 d)径流中,而 76.5% ~ 85.6% NO_3^- -N 流失量发生在试验期后期(125 d 和 195 d)径流中. MTN(径流 MTN 累积流失量/小区污泥氮负荷量)径流流失系数大小依次为: 20° (1.06%) > 25° (0.98%) > 15° (0.42%) > 10° (0.26%), TDN/MTN 和 TDN/STN 累积流失量比值分别为 44.1% ~ 66.0% 和 81.9% ~ 91.7%.

2.3 径流各形态氮、总颗粒物及径流量之间的关系

相关分析表明,径流 MTN、STN、TPN、TSN、TDN、 NH_4^+ -N 浓度之间存在极显著正相关(r 为 0.726 ~ 0.995, $n = 25$), MTN、STN、TPN、TSN、TDN、 NH_4^+ -N 浓度与颗粒相(颗粒物和悬浮物)浓度也均存在极显著正相关(r 为 0.644 ~ 0.957, $n = 25$);径流 MTN、STN、TPN、TSN、TDN、 NH_4^+ -N 流失量之间(r 为 0.664 ~ 0.996, $n = 25$), TN、TPN、TDN、 NH_4^+ -N 流失量与颗粒相流失量之间均存在极显著正相关(r 为 0.533 ~ 0.917, $n = 25$). 可见颗粒相是氮素随径流流失的重要载体.

因 NO_3^- -N 带负电荷基本不会吸附于径流颗粒相中,且径流 NO_3^- -N 浓度受硝化过程和 NO_3^- -N 淋溶影响,使得 NO_3^- -N 浓度与径流颗粒相及其它形态氮浓度并不存在显著相关. 由表 3 可知,污泥处理径流 NO_3^- -N/TDN 浓度比与 NH_4^+ -N/TDN 浓度比之间存在显著或极显著负相关关系,这主要是因为污泥无机氮主要以 NH_4^+ -N 形式存在,模拟试验期内,大量污泥 NH_4^+ -N 在坡地土壤中发生硝化反应转化为 NO_3^- -N,一段时期内土壤 NH_4^+ -N 含量逐渐降低而 NO_3^- -N 不断升高,使得径流 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度同样表现出此消彼长的趋势. 径流量对径流氮浓度影响不大,可能是短历时强降雨过程中,处理间的氮浓

表 3 NO_3^- -N/TDN 浓度比(%)与 NH_4^+ -N/TDN

浓度比(%)的相关关系¹⁾

Table 3 Correlations between concentration ratio of NO_3^- -N to TDN with concentration ratio of NH_4^+ -N to TDN

处理	回归方程	相关系数 (r)	样本容量 (n)
10°	$y = -1.0866x + 82.546$	0.902**	10
15°	$y = -1.0432x + 79.968$	0.881**	15
20°	$y = -0.4989x + 42.898$	0.643*	10
25°	$y = -0.352x + 31.847$	0.720*	10

1) y 为 NO_3^- -N/TDN (%), x 为 NH_4^+ -N/TDN (%); ** 表示 $p < 0.01$, * 表示 $p < 0.05$

度差异大于径流量差异,弱化了径流的稀释效应.

3 讨论

如前所述,坡度在影响土壤侵蚀的同时,也严重影响了污泥氮素的径流流失,各坡度污泥撒施径流中氮(MTN、STN、TPN、TSN、TDN 和 NH_4^+ -N)浓度变化过程可分为前期浓度高峰期和后期浓度下降稳定期,污泥氮素在侵蚀条件下的流失,实际上是污泥氮素在土壤中的化学过程、撒施污泥改良土壤效果及与降雨-径流相互作用(如溶解-解吸、雨滴击溅、径流冲刷、土壤入渗和地形)综合平衡的结果.

径流氮素输出风险主要集中在污泥撒施前期,此时径流绝大多数形态氮素浓度对坡度变化十分敏感,基本随坡度增大而升高,且在同一降雨强度下,降雨与污泥撒施时间的间隔越短,径流氮素浓度越高.这主要是由以下 6 个原因造成的:①刚撒施的污泥本身含有高量残存的无机氮,且多数无机氮以 NH_4^+ -N 形式存在^[9],硝态氮比例很小.径流与撒施污泥-土壤作用深度和浸提面积均较大,溶解态氮易在降雨击打分散和径流冲洗作用下而流失.② $10^\circ \sim 25^\circ$ 撒施径流中溶解态氮所占比例较大,TDN/MTN 和 TDN/STN 浓度比分别介于 28.0% ~ 57.6% 和 67.4% ~ 90.6% 之间,STN、TDN 和 NH_4^+ -N 浓度主要与不同坡度径流对污泥溶解态氮的浸提冲洗效果和径流流速等相关,而 MTN 和 TPN 浓度与颗粒物在坡面运动关系较为密切.③撒施污泥与刚人为扰动过土壤颗粒间呈较松散和孤立状态,颗粒间黏结力较小,抗侵蚀能力弱,裸地条件下,降雨-径流能轻易将粒径较小的富氮土壤细颗粒或污泥颗粒(NH_4^+ -N 和有机氮为主)挟走^[18].④坡度越大,污泥撒施土壤的稳定性和抗蚀性越差,雨滴向坡下的颗粒溅蚀量也较大,且径流流速增大,对坡面污泥-土壤的切应力和冲刷力随之增大,挟沙(土壤和污泥颗粒)能力

增强,颗粒间摩擦力增强,利于 NH_4^+ -N从颗粒解吸,提高了径流氮浓度. Sharpley^[19]研究表明,径流与坡地土壤的有效作用深度随坡度的增加而增加. ⑤坡度增大还影响到侵蚀程度和方式,随坡度增加,土壤侵蚀将由面蚀逐步向沟蚀、滑坡、崩塌方向发展^[20]. 本研究中 20° 和 25° 坡面中下部局部区域会出现细沟侵蚀,在径流切割下,沟壁出现坍塌,均严重影响着污泥和土壤颗粒物的非常规流失,强化了坡度效应. ⑥坡度($10^\circ \sim 15^\circ$)较小时,径流层较厚,流速减缓,利于污泥溶解态氮随入渗雨水在土壤中淋失;此外径流侵蚀力降低,挟带的颗粒物较细且量较少,降低了径流 TPN 和 TSN 浓度.

到污泥撒施后期,径流氮素浓度保持相对较低的稳定变化范围且因坡度引起的氮素浓度差异变小,该稳定范围是撒施污泥-土壤混合相物理、化学和生物过程中多因素作用的结果. 这主要是因为:①赤红壤黏土矿物以高岭石为主, pH 较低,固定 NH_4^+ -N能力有限,易引起 NH_4^+ -N流失. ②撒施后期,原有的污泥无机氮已流失殆尽,径流中溶解态氮多源于污泥有机氮在降雨间隔期的矿化;撒施污泥与表土混合层具有较好的气热条件,适宜微生物活动,有利于氮素矿化和硝化;试验期前期,绝大部分结构简单、易分解的有机氮化合物矿化形成 NH_4^+ -N,而到后期多数无机氮来自污泥中结构复杂、较难矿化的有机氮化合物,造成径流 NH_4^+ -N浓度下降^[18]. 周立祥等^[21]研究指出,污泥有机氮矿化初期属快速释放阶段(前6周),约有74%的可矿化有机氮被矿化,随后为缓慢释放阶段. ③污泥氮素在土壤中大量转化,如氨挥发(NH_4^+ 或 NH_3)^[22]、反硝化作用、 NO_3^- -N垂直运移或其它氮损失亦占污泥总氮的相当一部分^[23],导致土粒或污泥中氮素含量明显下降. 研究表明,炎热环境下,氨挥发可引起污泥氮素大量损失^[24]. Fernandes等^[25]研究发现,污泥施用区 N_2O 排放通量是对照区的3倍. ④随后降雨-径流只能选择搬运由一些较大土粒崩裂而成的较细土粒以及表层未与土壤混合、胶结或胶结不牢的污泥颗粒,径流中污泥颗粒/混合颗粒相比比例及颗粒相携带污泥氮素释放物的降低,致使径流颗粒态总氮和总氮浓度逐渐下降. ⑤撒施污泥土壤的有效期过后,径流量将逐渐增大,一定程度上稀释了径流氮浓度. ⑥因撒施污泥改良和土壤自身沉实作用,模拟试验初期的降雨-径流造成的坡面侵蚀形态基本稳定,但对后续试验期坡面糙率和径流可携带富氮颗粒相的流失阻力并不一样,如 10° 、 15° 坡面保存较平整,颗粒相在径

流流失中所受阻力较小,而 20° 、 25° 坡面的局部区域分布着细沟,径流阻力变大(与分布条数、宽度、深度和密度有关),均影响着临界坡度的变化,弱化了坡度效应.

与其它形态氮素流失特征完全不同, NO_3^- -N浓度表现出滞后现象格局,基本呈先上升后逐渐下降趋势,且呈坡度越大降幅越缓. NO_3^- -N浓度随坡度增大趋势仅在污泥撒施125 d的后续径流中才出现. 同样 Gangbazo等^[26]研究指出,污泥撒施后, NH_4^+ -N易随径流流失,而 NO_3^- -N迁移则需经过较长时间的硝化过程才会发生. Grey等^[9]研究表明,林地施用污泥9个月后,径流中 NO_3^- -N浓度才会升高. 这可归因于以下4点:①撒施后不久,大量污泥无机氮(主要是 NH_4^+ -N)随径流流失,残余 NH_4^+ -N转化为 NO_3^- -N也需时间. ②污泥有机物为土壤微生物提供了丰富的碳源和氮源,后续径流 NH_4^+ -N基本源于污泥有机氮的矿化分解,一定时期内随氨化和硝化作用加强,大量 NO_3^- -N累积于土壤中;但在污泥撒施65 d前后,撒施径流量大为减少,造成大量 NO_3^- -N垂直淋失,弱化了坡度效应;王辉等^[27]研究证实,当表土中大量硝态氮被迅速淋洗到深层时,坡度对径流硝态氮流失的影响不显著. ③污泥撒施125 d后,改良土壤的最佳有效期已过,且表层土壤中许多孔隙逐渐被前期降雨分散和下移的土粒所阻塞,土壤逐渐紧实,径流系数提高,更多比例的 NO_3^- -N随径流流失,此时凸显坡度效应;坡度越大,径流流速越快, NO_3^- -N来不及垂直淋失就随径流流失,因此对于坡度大的区域(如 25°)还需更长时间监测. ④污泥可矿化氮素有限,当氨化和硝化作用高峰逐渐减弱后,后期径流 NO_3^- -N浓度逐渐降低. 由于污泥有机氮转化为硝酸盐需要经历较长过程,甚至有研究认为污泥施用1a后,仅有30%的有机氮得以矿化^[28],因此在评价污泥氮素对水体污染风险时, NH_4^+ -N是早期的重要指标,而 NO_3^- -N则是一项长期指标.

本研究表明,污泥撒施前期径流的氮素流失风险最高,应严格禁止在降雨来临前,在坡地上撒施污泥,因为此时,坡面表土刚人为严重扰动过,撒施污泥和土壤颗粒处于极不稳定状态,极易被降雨-径流所冲刷. 此后,一定时期内,撒施污泥可降低土壤容重(源于密度较小的污泥有机质对土壤矿物的稀释效应和水稳性团聚体数量的增加^[29]),减少颗粒物分散和径流产生,抗侵蚀能力(污泥-土壤黏结力为主)加强,引起后续试验期坡面糙率和径流可携

带颗粒物粒径的不同,均影响着氮素流失临界坡度的动态变化,并一定程度上缩小了坡度处理间氮素的流失差异.许多研究表明^[30,31],土壤侵蚀量随坡度增大而增大的H₀仅在一定范围内成立,当达到某一坡度后,侵蚀量不再增加,并有减少趋势,即存在临界坡度.本研究表明,撒施污泥处理的坡地上,前期氮素流失基本与坡度呈正相关,而在撒施污泥改良期内,氮素随地表径流的流失则存在着临界坡度,且是变量,介于20°~25°之间.

可见,污泥在南方坡地的实际应用中,应根据生态系统的环境容量,合理控制用量,避开雨季,确定合适的污泥施用区域(坡缓区域,坡度<15°),控制污泥氮素在土壤中的转化(如土壤温度、通气性、硝化细菌活性等),促进氮素在植物系统内循环(尽可能保证污泥氮素矿化释放与植物吸收的同步性),并采取措施(增加地面覆盖、设置植物缓冲带^[32]),阻滞并减少径流颗粒相及其携带氮素,削减径流氮素浓度高峰,以减少氮对地表径流的污染风险.

4 结论

(1) 污泥撒施的前期(1 d 和 18 d)径流中MTN、STN、TPN、TSN、TDN、NH₄⁺-N浓度和流失量均达到峰值,氮素(MTN和STN)流失最为严重,对地表水的污染风险随坡度增大而升高.此后撒施径流氮素(NO₃⁻-N除外)浓度和流失量均呈先快速下降后逐渐稳定趋势,坡度处理间的氮素浓度和流失量差异变小.NO₃⁻-N浓度和流失量基本呈先上升后逐渐下降趋势,随坡度增大而升高的趋势仅出现在污泥撒施125 d后的径流中.

(2) 模拟试验期内,MTN和STN平均浓度和流失量基本随坡度增大而升高,10°、15°、20°和25°径流STN浓度分别超过Ⅴ类水限值的1.4~12.8、1.8~16.0、4.8~28.3和8.4~62.0倍.

(3) 各坡度68.6%~73.4% MTN和62.3%~66.7% STN流失量发生在污泥撒施的前期(1 d和18 d)径流中;MTN径流流失系数大小依次为:20°>25°>15°>10°;TDN/MTN和TDN/STN累积流失量比值分别为44.1%~66.0%和81.9%~91.7%,TDN是氮素流失的主体,但相当比例的NH₄⁺-N是通过吸附于颗粒相随径流流失的.

参考文献:

[1] Wang J L, Yang Y S. An approach to catchment-scale groundwater nitrate risk assessment from diffuse agricultural

sources: A case study in the Upper Bann, Northern Ireland[J]. Hydrol Process, 2008, **22**: 4274-4286.

- [2] 白莉萍, 伏亚萍. 城市污泥应用于陆地生态系统研究进展[J]. 生态学报, 2009, **29**(1): 416-425.
- [3] Mahdy A M, Elkhatab E A, Fathi N O, *et al.* Effects of co-application of biosolids and water treatment residuals on corn growth and bioavailable phosphorus and aluminum in alkaline soils in Egypt[J]. J Environ Qual, 2009, **38**: 1501-1510.
- [4] 梁丽娜, 黄雅曦, 杨合法, 等. 污泥农用对土壤和作物重金属累积及作物产量的影响[J]. 农业工程学报, 2009, **25**(6): 81-86.
- [5] Shipitalo M J, Bonta J V. Impact of using paper mill sludge for surface-mine reclamation on runoff water quality and plant growth[J]. J Environ Qual, 2008, **37**: 2351-2359.
- [6] 张鸿龄, 孙丽娜, 孙铁珩. 粉煤灰钝化污泥人工土壤理化性质研究[J]. 环境科学, 2008, **29**(7): 2068-2072.
- [7] 王新, 周启星, 陈涛, 等. 污泥土地利用对草坪草及土壤的影响[J]. 环境科学, 2003, **24**(2): 50-53.
- [8] Quilbe R, Serreau C, Wicherek S, *et al.* Nutrient transfer by runoff from sewage sludge amended soil under simulated rainfall[J]. Environ Monit Assess, 2005, **100**: 177-190.
- [9] Grey M, Henry C. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids[J]. J Environ Qual, 2002, **31**: 926-936.
- [10] Rostagno C M, Sosebee R E. Biosolids application in the chihuahuan desert: effect on runoff water quality[J]. J Environ Qual, 2001, **30**: 160-170.
- [11] Gilmour J T, Skinner V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids[J]. J Environ Qual, 1999, **28**: 1122-1126.
- [12] Mitchell D S, Edwards A C, Ferrier R C. Changes in fluxes of N and P in water draining a stand of scots pine treated with sewage sludge[J]. For Ecol Manage, 2000, **139**: 203-213.
- [13] Kao P H, Huang C C, Hseu Z Y. Response of microbial activities to heavy metals in a neutral loamy soil treated with biosolid[J]. Chemosphere, 2006, **64**: 63-70.
- [14] Mendoza C, Assadian N W, Lindemann W. The fate of nitrogen in a moderately alkaline and calcareous soil amended with biosolids and urea[J]. Chemosphere, 2006, **63**: 1933-1941.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- [16] GB 3838-2002, 地表水环境质量标准[S] (2002-4-28 发布, 2002-06-01 实施).
- [17] 张兴昌, 邵明安, 付会芳. 多年生黑麦草草地矿质氮淋溶与径流流失的关系[J]. 草地学报, 2000, **8**(2): 82-87.
- [18] 陈炎辉, 杨舜成, 王果, 等. 不同施用方式下酸性土坡地污泥氮素随径流迁移的研究[J]. 水土保持学报, 2008, **22**(2): 15-19.
- [19] Sharpley A N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management[J]. Soil Sci Soc Amer J, 1985, **49**: 1010-1015.
- [20] 陈明华, 周伏建, 黄炎和, 等. 坡度和坡长对土壤侵蚀的影

- 响[J]. 水土保持学报, 1995, **9**(1): 31-36.
- [21] 周立祥, 胡嵩堂, 胡忠明. 城市污泥有机氮矿化动态及其影响因素的研究[J]. 环境科学学报, 1997, **17**(3): 359-364.
- [22] 贾程, 张增强, 张永涛. 污泥堆肥过程中氮素形态的变化[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(11): 2269-2276.
- [23] Adegbidia H G, Briggsb R D. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment[J]. Biomass and Bioenergy, 2003, **25**: 665-673.
- [24] Jurado-Guerra P, Wester D B, Fish E B. Nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosagrass desert grassland[J]. J Environ Qual, 2006, **35**: 641-650.
- [25] Fernandes S A P, Bettiol W, Cerri C C, *et al.* Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil $\delta^{13}\text{C}$ and on total soil carbon and nitrogen[J]. Geoderma, 2005, **125**: 49-57.
- [26] Gangbazo G, Pesant A R, Barnett G M. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers[J]. J Environ Qual, 1995, **24**: 420-425.
- [27] 王辉, 王全九, 邵明安. 人工降雨条件下黄土坡面养分随径流迁移试验[J]. 农业工程学报, 2006, **22**(6): 39-44.
- [28] Currie V C, Angle J S, Hill R L. Biosolids application to soybeans and effects on input and output of nitrogen[J]. Agr Ecosyst Environ, 2003, **97**: 345-351.
- [29] García-Orenes F, Guerrero C, Mataix-Solera J, *et al.* Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids[J]. Soil Tillage Res, 2005, **82**: 65-76.
- [30] 刘青泉, 陈力, 李家春. 坡度对坡面土壤侵蚀的影响分析[J]. 应用数学和力学, 2001, **22**(5): 449-456.
- [31] 胡世雄, 靳长兴. 坡面土壤侵蚀临界坡度问题的理论与实验研究[J]. 地理学报, 1999, **54**(4): 347-356.
- [32] 金洁, 杨京平. 从水环境角度探析农田氮素流失及控制对策[J]. 应用生态学报, 2005, **16**(3): 579-582.