

文章编号: 1006-4710(2011)04-0400-07

# 植被过滤带非点源污染及其对净化效果的影响

邓娜<sup>1,2</sup>, 李怀恩<sup>1</sup>, 史冬庆<sup>1</sup>, 汪磊<sup>1</sup>

(1. 西安理工大学 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710048;

2. 湖南农业大学 资源环境学院, 湖南 长沙 410126)

**摘要:** 利用野外小区试验, 探讨了植被过滤带非点源污染的产生及其对净化效果的影响。结果表明: 总氮、总磷在植被过滤带初始出流中呈现出较高的浓度; 在入流单宽流量大于  $0.004 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$  的大流量冲刷下, 植被过滤带出流悬浮固体的浓度大多增加; 当植被过滤带内土壤初始氮浓度较高时, 径流会再次受到氮污染。植被过滤带内坡面和表层土壤的初始情况(污染量和干湿度)以及入流流量是植被过滤带产生非点源污染的主要因素; 非点源污染的产生是植被过滤带净化效果降低的主要原因。

**关键词:** 植被过滤带; 非点源污染; 净化; 野外试验

中图分类号: X171.1

文献标志码: A

## Nonpoint Source Pollution of Vegetative Filter Strip and Its Effect upon Purification Efficiency

DENG Na<sup>1,2</sup>, LI Huaen<sup>1</sup>, SHI Dongqing<sup>1</sup>, WANG Lei<sup>1</sup>

(1. Northwest Water Resources and Environment Ecology Key Laboratory of Ministry of Education,

Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China;

2. Department of Resource and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410126, China)

**Abstract:** The field plot experiment is used to discuss the emergence of non-point source pollution of vegetation filter strip (VFS) and its effect upon purification efficiency. Results show that initial concentration of total nitrogen and total phosphorus is higher than the average concentration along the VFS; suspended solids concentration of export of VFS increase substantially in the larger unit flux than  $0.004 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$ ; when the initial nitrogen concentration in VFS's soil is higher, nitrogen pollution will occur again in surface runoff. The process of non-point source pollution producing is primary reason for effectiveness reduction of VFS. The initial situation including concentration of pollutants and degree of humidity in slope and surface soil, and inflow rate will have a significant impact on non-point source pollution occurred in VFS. The process of non-point source pollution emergence is primary cause for effective reduction of VFS.

**Key words:** vegetative filter strip; non-point source pollution; purification; field experiment

植被过滤带是一种重要的非点源污染控制措施。大量的研究报道<sup>[1-13]</sup>指出, 当地表径流流经植被过滤带时, 径流中携带的非点源污染物质能够得到削减。植被过滤带的净化机理非常复杂, 对悬浮态的污染物, 特别是吸附在泥沙上的颗粒态污染物, 植被过滤带的净化功能主要通过植被的物理拦截和

阻滞水流作用实现<sup>[3-4]</sup>。Cook 等(1939)在研究中发现密集的草本植物易使水流中的泥沙沉积<sup>[5]</sup>。植被过滤带对溶解态污染物的削减主要是随着径流下渗后通过土壤吸附、植物吸收、反硝化作用、微生物固定等作用来实现<sup>[6-8]</sup>。Phillips 等(1989)提出植被能增加土壤下渗能力, 使更多的可溶性物质进入土

收稿日期: 2011-09-07

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50979090); 国家水体污染控制与治理科技重大专项基金资助项目(2009ZX07212-002-004-002)。

作者简介: 邓娜(1979-), 女, 湖南永州人, 博士生, 研究方向为生态水文与水资源保护。E-mail: dengna37@yahoo.cn。

李怀恩(1960-), 男, 陕西商南人, 博士, 博导, 研究方向为生态水文与水环境保护。E-mail: lhuaien@mail.xaut.edu.cn。

壤<sup>[6]</sup>。地表土壤层有机物比较丰富,含有大量碳源,能够支持反硝化作用的进行;在土壤较深处,植被发达的根系能够通过输送微生物来降解一些有机物<sup>[7]</sup>。此外,植被能阻滞水流,增加下渗量,因此减少了径流中输出的污染物负荷量<sup>[13]</sup>。

也有研究认为<sup>[8-13]</sup>,植被过滤带对地表径流中污染物削减效果欠佳,甚至非点源污染物进入植被过滤带后出现浓度增大现象。植被过滤带系统实际是个动态系统,其净化功能并不是保持不变,当系统内污染物不断增加而又没有适当管理时,就可能产生污染。植被过滤带对地表径流中污染物的作用过程包括两个方面,一方面是植被过滤带对地表径流中污染物净化的过程,一方面是植被过滤带中非点源污染物向径流中释放的过程。一般情况下,这两个过程是同时存在的。在一定条件下,植被过滤带坡面非点源污染物的产生过程可能占主导作用,使植被过滤带的净化效率较低,甚至造成植被过滤带的污染物流出浓度高于进口浓度。然而,目前对植被过滤带非点源污染产生及其对净化效果的影响方面的研究鲜见报道。此外,对植被过滤带净化效果的模拟也主要从拦截过滤出发<sup>[14]</sup>,往往没有考虑植被过滤带自身产生非点源污染的影响,使得模拟的净化效果偏高,这对于植

被过滤带的规划设计是不利的。因此,本研究利用野外小区试验,测定不同条件下植被过滤带的初始出流浓度和进、出口平均浓度,分析植被过滤带产生非点源污染的主要影响因素,以及非点源污染的产生对植被过滤带净化效果的影响,以期对植被过滤带净化效果的模拟和规划设计提供科学依据。

## 1 研究内容和方法

### 1.1 试验场地

试验场位于陕西华县的小华山水库旁,植被包括自然生长的野生草本植物和灌木,灌木选用的是沙棘(*Hippophae Rhamnoides*)。试验的具体布置见图1。在试验场建有4 m×3.5 m的蓄水池,用于向植被带提供水源并模拟地表径流;1<sup>#</sup>植被带为灌草混合带,其中2~6 m段种植有5排沙棘,其余部分为野生草本植被;2<sup>#</sup>植被带为灌草混合带,2~9 m段种植有8排沙棘,其余部分为野生草本植被;3<sup>#</sup>植被带为草地植被带,全是自然萌发的野生草本植物;3条植被过滤带的坡度均为2%。出口处建有集水池,用于收集试验床的出流。试验场的土壤为砂壤土,土壤有机质含量为2.54%~3.83%;土壤粒径大于5 mm的土壤颗粒仅占1.34%。

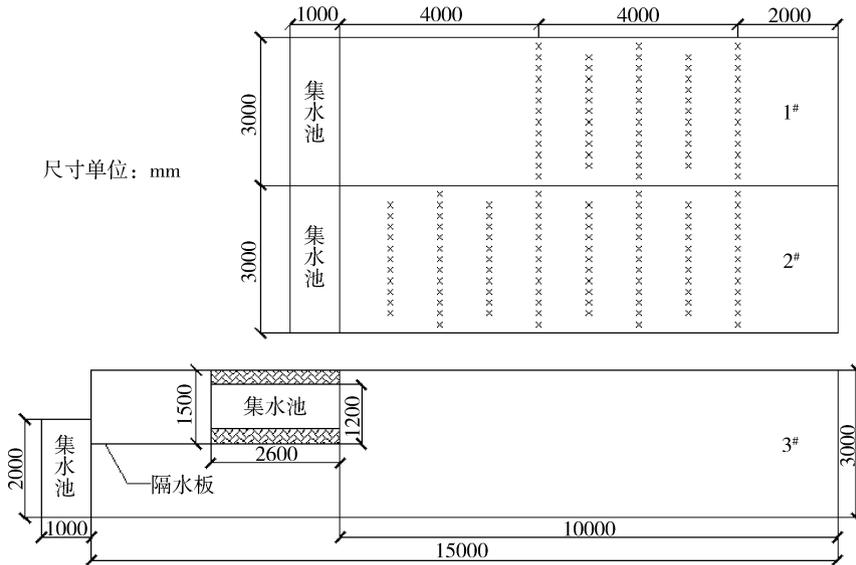


图1 试验场布置示意图  
Fig. 1 The disposal map of VFS

### 1.2 试验方法

在15 m植被过滤带上设置了0 m、3 m、6 m、10 m、15 m共5个断面(10 m长的植被带则只设置了0 m、3 m、6 m、10 m共4个)。采样的位置设置在断面的左右两侧,距离床面边墙1 m。采集了初始水样和混合水样,初始水样为上述各个设置断面的初期径流水样;混合水样为在各个设置断面每2 min采

集大约20 mL的水样装入同一个水样瓶中均匀混合后的水样。

在试验前采集了各条植被带的土样,用烘干法测定土壤初始含水量。水样分析项目包括总氮、总磷、溶解态氮、固体悬浮物(SS)。上述水质指标均用美国HACH公司DR5000水质分析仪测定。

本试验通过蓄水池蓄水以后,向蓄水池中加入

预先混合了化肥的坡面表层土来模拟地表径流,并通过记录蓄水池和集水池中的水位-时间关系来分析其入流流量和出流流量以及植被过滤带中的下渗量。试验方案见表1,其中2009年10月完成的第1~4组共4次试验,即分别对1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>和3<sup>#</sup>过滤带进行了3次干(即保持原有的土壤初始含水量)放水试验和1<sup>#</sup>过滤带的一次重复放水试验,采集了沿程各

个断面的初始水样和混合水样,2008年8月完成的第5~10组试验是对3<sup>#</sup>过滤带连续进行了6次放水试验,采集了进出口的混合水样。为了分析对植被过滤带净化效果不利的影响因素,根据经验采用了以下措施:入流流量较大、入流SS浓度较低;采用背景值,第1~4组试验设在植被过滤带植被生物量较少的10月底进行。

表1 放水试验方案

Tab.1 The experimental scheme for dewatering test

试验序号(年-月-日)	植被带	设计水量/m <sup>3</sup>	泥沙用量/kg	设计入流流量/(L/s)	设计泥沙浓度/(kg/m <sup>3</sup> )
1(2009-10-29)	1 <sup>#</sup> (干)	7	14	10	2
2(2009-10-29)	2 <sup>#</sup> (干)	7	14	10	2
3(2009-10-29)	1 <sup>#</sup>	7	20	10	2.86
4(2009-10-29)	3 <sup>#</sup> (干)	7	20	10	2.86
5(2008-08-09)	3 <sup>#</sup> (干)	4.2	0	15	背景值
6(2008-08-09)	3 <sup>#</sup>	4.2	0	15	背景值
7(2008-08-09)	3 <sup>#</sup>	4.2	0	10	背景值
8(2008-08-09)	3 <sup>#</sup>	4.2	8.4	10	2
9(2008-08-09)	3 <sup>#</sup>	4.2	8.4	17	2
10(2008-08-09)	3 <sup>#</sup>	4.2	12	17	2.86

## 2 结果分析

### 2.1 植被过滤带地表径流中初期出流浓度和平均浓度的分析比较

在通常情况下,初期降雨径流的污染物含量在整个径流过程中是最高的,这种现象被称为降雨初

始冲刷效应。

2009年10月通过对3条植被过滤带的4次放水试验(方案见表1),采集了植被过滤带中各个设置断面的初始水样(初始浓度)和混合水样(平均浓度),并分析了其总氮和总磷浓度沿流程的变化(见图2)。

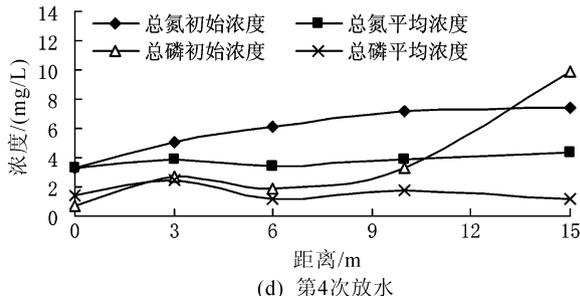
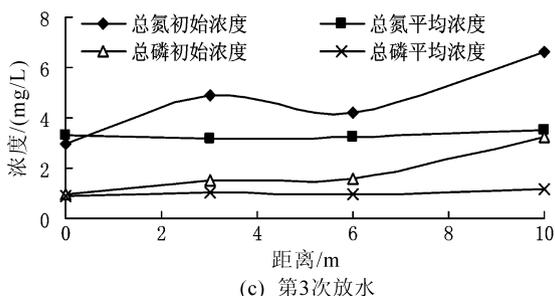
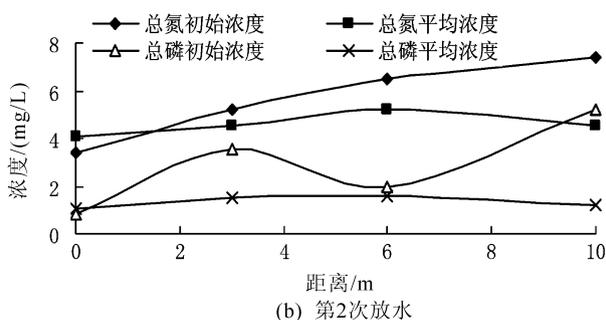
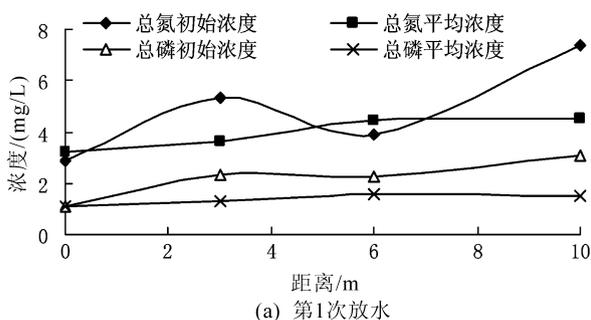


图2 3条植被过滤带总氮、总磷的初始浓度和平均浓度的沿程变化

Fig.2 The initial and average concentration of nitrogen and phosphorus along three VFS

从图2可知,第1~4组放水试验中,总氮、总磷的初始浓度上下波动起伏,总体趋势是增大的;在各个断面中,总氮、总磷的初始浓度均大于其平均浓度;总氮和总磷的平均浓度沿程变化不大,植被过滤带的净化效果不明显,植被过滤带进口浓度和出口浓度大体平衡。初期径流流经植被带时,由于植被过滤带中表土疏松且累积有较多的污染物,容易携带一部分溶解态的污染物和一些地表的细小颗粒,植被过滤带产生了非点源污染。当植被过滤带内坡面及表层土壤中初始污染物含量高于地表径流中的污染物浓度时,可以使出流总氮、总磷初始浓度升高。径流冲刷是个复杂的动态过程,植被过滤带内地表污染物分布不均匀,地表坡度不均匀,地表植被分布的差异性导致了初始浓度上下波动。另外,对于在同一次放水试验,水流挟沙力、侵蚀力和坡面初始污染物的量是一定的,随着冲刷时间的延长,其后平均浓度沿程变化不大。

比较1<sup>#</sup>过滤带土壤干湿(即试验序号为1和3)的放水试验结果可知:两次放水中沿程初始浓度和平均浓度变化趋势基本是一致的;1号、3号放水试验中的总氮进口初始浓度分别为2.9 mg/L和3 mg/L,二者相近,但1号试验中10 m出口总氮初始出流浓度达到7.4 mg/L,3号试验中初始出流浓度为6.6 mg/L,显然是在土壤湿润时初始出流浓度增幅较小;由总氮的进出口平均浓度比较知,3号试验平均出流浓度的增幅较小,约增加6%,而1号试验总氮平均出流浓度比进口增加42%;另外,1、3号试验中总磷的出流平均浓度分别增加37%和32%。

总体看来,3号试验中的初始浓度和平均浓度沿程变化曲线比1号试验中的浓度曲线平缓,因进行1号放水试验时,植被过滤带内土壤初始含水量较低,较干燥的土壤粘结力小,且累积有较多的污染物,径流流经植被过滤带时产生非点源污染物的量较大,从而出流浓度相对于进口浓度的变化幅度大。

另外,3号试验在6 m处总磷的出流初始浓度比1号试验的初始浓度增幅小,但在10 m出流初始浓度突增,又如4号试验中15 m处总磷的出流初始浓度突增,这可能是野外试验操作或者测量的误差。

由以上分析可知,植被过滤带产生非点源污染和净化非点源污染是同时进行的,是一个复杂的动态系统;当植被过滤带内坡面及表层土壤中初始氮磷含量较高时,氮磷产生的量将大于植被过滤带净

化的量,即植被过滤带非点源污染的产生过程起主要作用。

## 2.2 植被过滤带径流中固体悬浮物和溶解态氮浓度变化分析

降雨产生径流后,坡面非点源污染物有两种形式进入径流:一是吸附运移,径流在坡地上的运移会导致表土流失,表土的颗粒较细且附着较多污染物,这种形式下产生的是颗粒态的污染物;二是产生溶解作用,地表径流在坡面上运移时,表层土壤容易发生溶解作用,一般这种形式下产生的是溶解态的污染物。土壤中磷素大部分以颗粒态形式随地表径流迁移<sup>[15]</sup>,另外径流中颗粒态氮和颗粒态磷性质较稳定,与径流中固体悬浮物的量有较大的相关性,因此在此通过10次放水试验,主要分析植被过滤带径流中固体悬浮物和溶解态氮素浓度的变化。

为了定量分析植被过滤带污染物变化情况,计算了径流污染物浓度的削减率。计算公式如下:

$$R_c = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \times 100\%$$

式中, $R_c$ 为污染物浓度削减率, $C_{in}$ 为入流污染物浓度(mg/L), $C_{out}$ 为出流污染物浓度(mg/L)。

### 1) 固体悬浮物的浓度变化分析

本研究对1<sup>#</sup>过滤带进行了2场放水试验,对2<sup>#</sup>过滤带进行了1场试验,对3<sup>#</sup>过滤带进行了7场试验。10场放水试验中进出口固体悬浮物浓度SS的变化结果如表2所示。

由表2可看出,在入流平均流量为8~15 L/s、土壤初始体积含水量为20.6%时,即1、2、4、5号试验中植被过滤带的出流SS浓度均增加,较干燥的土壤粘结力小,抗冲能力低,各过滤带坡面非点源污染占主导作用,径流再次被污染。其中5号试验出口浓度相对于进口浓度增加幅度最大,其浓度削减率出现-1026%的情况,其主要原因是最大入流流量达到了119 L/s,初期水流不稳定,从8 s到146 s后才趋于稳定,植被过滤带在这种不稳定大流量冲刷下,坡面侵蚀加重,大量的悬浮固体将被带出过滤带,出流浓度大幅度增加。此外,2<sup>#</sup>植被过滤带浓度增加幅度稍大,通过植被调查得知:1<sup>#</sup>有3排沙棘,2<sup>#</sup>有8排沙棘,3<sup>#</sup>为野生草本植物;其中1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>植被过滤带中平均每排有3~4棵沙棘,其基径平均在2.4~3.2 cm左右,高度均在1.6 m以上,冠幅均在1.2 m以上,植被过滤带沙棘段的郁闭度很高,达到了0.8以上,使得矮小植被仅有很少部分生存下来,径流通过植被过滤带沙棘段时植被拦截能力差,对悬浮固体的净化作用较差,以产生非点源污染为主

要方面。2<sup>#</sup>过滤带内高大沙棘较多使整个植被过滤带郁闭度高,加上2号试验时最大入流流量稍大且

持续时间较长,使2<sup>#</sup>植被过滤带SS出流浓度的增加幅度较大。

表2 各次放水SS的进出口浓度

Tab.2 The SS concentration of import and export for dewatering tests

试验序号	植被带	土壤初始体积含水量/%	最大入流量出现时刻/s	最大入流量/(L/s)	较稳定入流出现时刻/s	较稳定入流流量平均值/(L/s)	$C_{in}/$ (mg/L)	$C_{out}/$ (mg/L)	$R_c/$ %
1	1 <sup>#</sup> (干)	20.6	25	11	50	10	89	109	-22.47
2	2 <sup>#</sup> (干)	20.6	28	16	144	12	81	132	-62.96
3	1 <sup>#</sup>	41.0	24	12	75	9	230	232	-0.87
4	3 <sup>#</sup> (干)	20.6	23	12	51	8	220	280	-27.27
5	3 <sup>#</sup> (干)	20.6	8	119	146	15	50	563	-1 026
6	3 <sup>#</sup>	37.2	32	26	281	15	29	102	-251.72
7	3 <sup>#</sup>	41.8	13	46	51	7	37	34	8.11
8	3 <sup>#</sup>	43.0	25	43	66	14	115	89	22.61
9	3 <sup>#</sup>	43.0	16	37	73	17	166	150	9.64
10	3 <sup>#</sup>	43.0	20	30	109	16	202	147	27.23

注:表中4号试验3<sup>#</sup>植被过滤带的出口浓度为10 m断面的出流浓度,以下各表同。

由植被过滤带土壤湿润时放水试验的结果可知,3号试验SS的浓度削减率为-0.87%,浓度并未明显增大;3<sup>#</sup>植被过滤带在6号试验比5号试验的浓度增幅小,但6号试验最大入流流量为26 L/s,持续249 s,其流量峰值与平均流量值相差不大,即一直保持较大流量的冲刷,造成了251.72%的增幅。3<sup>#</sup>植被过滤带在7~10号试验中对SS的浓度削减率均为正,在入流平均流量为7~17 L/s下有较低的削减效率,浓度降低了8.11%~27.23%。经过较长时间冲刷后,径流带走了大部分的植被过滤带表层松动的细颗粒和浮尘,在后面试验时坡面污染物变少,非点源污染物的产生量减少,植被过滤带净化污染物的量大于污染物产生的量,则表现出了其净化的功能;径流所能携带坡面的悬浮固体是有限的,随着连续试验冲刷次数的增加,相似水流条件下,净化效率逐渐增强,10号试验的净化效率最高达到27.23%。9号试验的入流平均流量最大,浓度削减率稍低。入流流量条件对植被过滤带的影响较大。

从以上分析可知,植被过滤带产生悬浮固体以及颗粒态污染物污染的主要原因是径流对植被过滤带土壤的侵蚀冲刷作用,植被过滤带内土壤的初始含水量和入流流量条件对植被过滤带净化效果影响较大。相关研究文献认为:植被过滤带的单宽流量一般为0.000 4~0.004 m<sup>3</sup>/(s·m),宽度为3 m的流量范围为0.001 2~0.012 m<sup>3</sup>/s。从表2也可知,

在土壤初始体积含水量比41.0%大时,入流流量控制在12 L/s内,坡度为2%的植被过滤带对悬浮固体以净化作用为主;若土壤初始含水量较低,自然草地过滤带的入流流量在7 L/s以上时,径流水可能再次被污染。野外试验干扰影响因素较多,数据误差较大,所得仅是大致情况。

此外,在模拟设计植被过滤带时,需要充分考虑统计污染源区的径流特性,包括径流量、历时、径流可能发生的最大流量等,这与VFSMOD水文模型的理论是一致的。泥沙输移子模型若不考虑植被过滤带本身坡面产生非点源污染的影响,往往模拟浓度偏低,在入流流量较低(2.3 L/s和3.8 L/s)时,植被过滤带净化效果占主要作用,其模拟效果尚好<sup>[16]</sup>,但坡面污染产生作用较大时,模拟结果与实际将相差较大。因此,需考虑实际土壤和入流情况来对模型模拟值进行一定的修正,或者补充植被过滤带坡面产生非点源污染的方程。

## 2) 溶解态氮素的浓度变化分析

磷素流失以颗粒态磷为主,植被过滤带对颗粒态氮、磷以及总磷净化效果的影响与SS一致。然而有研究表明:8%~80%的氮以溶解态的形式随地表径流流失<sup>[17]</sup>,因此有必要分析植被过滤带出流溶解态氮素的浓度变化。试验结果如表3所示。

溶解态氮素在植被过滤带中会发生一系列生物化学变化,包括植物吸收、吸附解吸以及氮的转化等,因此表3中出流浓度波动较大,出口溶解态氮浓

度为 0.362 ~ 0.940 mg/L。

表3 各次放水溶解态氮素进出口浓度

Tab.3 The dissolved nitrogen concentration of import and export for dewatering test

试验序号	项目	总氮(TN)			溶解态氮(DN)		
		$C_{in}/(mg/L)$	$C_{out}/(mg/L)$	$R_C/\%$	$C_{in}/(mg/L)$	$C_{out}/(mg/L)$	$R_C/\%$
1	1#(干)	2.8	3.8	-35.71	0.349	0.462	-32.38
2	2#(干)	3.1	4.1	-32.26	0.327	0.362	-10.70
3	1#	2.7	3.5	-29.63	0.356	0.396	-11.24
4	3#(干)	3.1	4.3	-38.71	0.395	0.466	-17.97
5	3#(干)	2.6	3.6	-38.46	1.323	0.940	28.95
6	3#	1.8	2.1	-16.16	0.698	0.573	17.91
7	3#	3.0	3.1	-2.27	0.476	0.541	-13.66
8	3#	3.7	2.1	43.24	0.764	0.619	18.98
9	3#	1.9	1.8	5.26	1.464	0.778	46.86
10	3#	1.9	1.9	0	0.660	0.613	7.12

对比 1# 和 3# 过滤带的干、湿放水试验,土壤较干燥时如 1 号、4 号试验溶解态氮浓度的削减率为 -32.38% 和 -17.97%, 小于土壤湿润时(3 号, 6 ~ 10 号)的溶解态氮的浓度削减率(-11.24% 及 -13.66% ~ 46.86%), 原因如前所述, 土壤较干燥时放水对地表的冲刷作用大, 地表初始富集的污染物量较多, 径流溶解的氮量较大。然而 5 号试验在土壤干燥时放水, 其出流溶解态氮浓度削减率达到 28.95%, 原因是该试验中入流溶解态氮浓度是 1.323 mg/L, 浓度较大, 土壤中的氮不易向径流扩散迁移, 而表层土壤的吸附又会使溶解态氮浓度有一定程度的减少; 又如进口浓度为 1.464 mg/L 的 9 号试验, 其溶解态氮浓度削减率达到了 46.86%。

表 3 中三条植被过滤带在土壤干燥时的 1、2 和 4 号试验中总氮的进口浓度分别为 2.8、3.1 和 3.1 mg/L, 出流总氮的浓度增加幅度较接近, 又如三条过滤带的溶解态氮进口浓度约 0.327 ~ 0.395 mg/L, 过滤带出流溶解态氮的浓度也相差不大, 认为三条植被过滤带坡面和表层土壤中的初始氮浓度接近。5 ~ 10 号试验是对 3# 植被过滤带进行间隔时间约 2 h 的连续放水试验, 植被过滤带系统内的氮不断累积, 从而相似情况下, 植被过滤带对溶解态氮的净化效果将降低, 例如 10 号试验过滤带对总氮、溶解态氮浓度削减率较低, 7 号试验出现出流溶解态氮浓度增加的现象, 因此植被过滤带系统所能容纳的污染负荷是有限的, 超负荷情况下基本无净化效果, 甚至径流再次被污染。

过滤带出流总氮的浓度变化是颗粒态氮和溶解态氮共同作用的结果, 植被过滤带内土壤的初始特性、入流流量条件以及入流污染物浓度对出流总氮浓度影响较大。植被过滤带坡面产生溶解态氮污染的主要原因是径流溶解坡面及表层土壤内可溶性的氮素, 因本试验放水时间较短在 30 min 之内, 植物吸收及残留物、腐殖质氮的矿化作用较小, 进一步说明植被过滤带内坡面和表层土壤的初始情况对其净化效果的影响较大。

### 3 结 语

植被过滤带对径流中的非点源污染物的作用过程包括两个方面: 一方面是植被过滤带对地表径流中污染物有净化作用; 一方面是植被过滤带自身产生非点源污染的过程。本文通过试验分析了植被过滤带内自身非点源污染对其净化效果的影响。结果表明: 总氮、总磷初始出流浓度比平均浓度大; 在历时较长的较大流量冲刷下, 植被过滤带出流悬浮固体的浓度有大幅度增加; 径流溶解植被过滤带坡面及表层土壤内累积的可溶性氮素, 也可能使径流再次受到氮的污染。植被过滤带非点源污染的产生是植被过滤带净化效果降低的主要原因, 水流流量、历时和植被过滤带内坡面和表层土壤初始状况直接影响植被过滤带非点源污染程度; 当植被过滤带的坡面非点源污染程度较重时, 其净化作用不明显, 径流就会被再次污染, 因此对植被过滤带进行合理的规划设计才能有效地控制非点源污染。

综合前述分析可知:设计坡度为2%的植被过滤带时,入流单宽流量控制在 $0.004 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$ 内是较为合理的;植被过滤带系统所能容纳的污染负荷是有限的,需要适当地管理以使植被过滤带坡面及土壤内的污染物移出该系统,从而保持其较好的净化效果;模拟植被过滤带净化效果时,应考虑其自身所产生的非点源污染。

### 参考文献:

- [1] 李怀恩, 庞敏, 杨寅群, 等. 植被过滤带对地表径流中悬浮固体净化效果的试验研究[J]. 水力发电学报, 2009, 28(6): 176-181.  
Li Huaen, Pang Min, Yang Yinqun, et al. Experimental study of clarification for vegetative filter strips to sediment in surface runoff [J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2009, 28(6): 176-181.
- [2] 王敏, 吴建强, 黄沈发, 等. 不同坡度缓冲带径流污染净化效果及其最佳宽度[J]. 生态学报, 2008, 28(10): 4951-4956.  
Wang Min, Wu Jianqiang, Huang Shenfa, et al. Effects of slope and width of riparian buffer strips on runoff purification [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(10): 4951-4956.
- [3] Jin C, Romkens M J. Experiment studies of factors in determining sediment trapping in vegetative filter strips [J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 2001, 44(2): 277-288.
- [4] Simpkins W W, Wineland T R, Andress R J, et al. Hydrogeological constraints on riparian buffers for reduction of diffuse pollution: Examples from the BearCreek Watershed in Iowa, USA [J]. Water Science and Technology, 2002, 45: 61-68.
- [5] Cook H L, Campbell F B. Characteristics of some meadow strip vegetations [J]. Agricultural Engineering, 1939, 20(9): 345-348.
- [6] Phillips J D. An evaluation of the factor determining the effectiveness of water quality buffer strips [J]. Hydrol, 1989, 107: 133-145.
- [7] 钱进, 王超, 王沛芳, 等. 河湖滨岸缓冲带净污机理及适宜宽度研究进展[J]. 水科学进展, 2009, 20(1): 139-144.  
Qian Jin, Wang Chao, Wang Peifang, et al. Research progresses in purification mechanism and fitting width of riparian buffer strip [J]. Advances in Water Science, 2009, 20(1): 139-144.
- [8] Bhattarai R, Kalita P K, Patel M K. Nutrient transport through a vegetative filter strips with subsurface drainage [J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(5): 1868-1876.
- [9] Duchemin M, Hogue R. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada) [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2009, 131(1/2): 85-97.
- [10] Jaana U K, Lauri J. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2010, 137(1/2): 75-85.
- [11] Winston R J, William F H, Osmond D L, et al. Field evaluation of four level spreader-Vegetative Filter Strips to improve urban storm-water quality [J]. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 2011, 3: 170-182.
- [12] Koelsch R K, Lorimor J C, Mankin K R. Vegetative treatment systems for management of open lot runoff: review of literature [J]. Applied Engineering in Agriculture, 2006, 22(1): 141-153.
- [13] 李怀恩, 邓娜, 杨寅群, 等. 植被过滤带对地表径流中污染物的净化效果[J]. 农业工程学报, 2010, 26(7): 81-86.  
Li Huaen, Deng Na, Yang Yinqun, et al. Clarification efficiency of vegetative filter strips to several pollutants in surface runoff [J]. Transactions of the CSAE, 2010, 26(7): 81-86.
- [14] Muñoz-Carpena R, Parsons E J. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System Documentation and User's Manual [M]. USA: Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, 2005.
- [15] 晏维金, 章申, 唐以剑. 模拟降雨条件下沉积物对磷的富集机理[J]. 环境科学学报, 2000, 20(3): 332-337.  
Yan Weijin, Zhang Shen, Tang Yijian. Sediment enrichment mechanisms of phosphorus under simulated rainfall conditions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2000, 20(3): 332-337.
- [16] 杨寅群, 李怀恩, 史冬庆. VFSMOD 模型对植被过滤带净化效果的模拟与适应性分析[J]. 环境科学, 2010, 31(11): 2613-2618.  
Yang Yinqun, Li Huaen, Shi Dongqing. Study on simulation of clarification for Vegetative Filter Strips by VFSMOD Model [J]. Environmental Science, 2010, 31(11): 2613-2618.
- [17] 洪华生, 张玉珍, 曹文志. 九龙江五川流域农业非点源污染研究[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.  
(责任编辑 王卫勋)