

Atenuación mediante filtros verdes de la contaminación por escorrentías tras un abonado con purín de vacuno

A. NÚÑEZ DELGADO, E. LÓPEZ PERÍAGO, F. DÍAZ-FIERROS VIQUEIRA

*Departamento de Edafología e Química Agrícola. Facultad de Farmacia
Universidad de Santiago. 15706 Santiago de Compostela. España*

(Recibido, marzo de 1996. Aceptado, junio de 1996)

Resumen

NÚÑEZ DELGADO, A., LÓPEZ PERÍAGO, E. & DÍAZ-FIERROS VIQUEIRA, F. (1997). Atenuación mediante filtros verdes de la contaminación por escorrentías tras un abonado con purín de vacuno. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 7: 147-159

Se realizó un estudio, en una parcela experimental con pendiente del 15%, sobre la capacidad atenuadora de bandas de *Lolium perenne* L. frente a escorrentías superficiales generadas -con un simulador de lluvia- a partir de áreas abonadas con 125 y 250 m³ ha⁻¹ de purín de vacuno. No se detectó efecto alguno de la doble dosis de purín sobre la generación de escorrentía. Los porcentajes de atenuación de los parámetros físico-químicos fueron importantes: 72% como mínimo con respecto a los niveles del purín, descontando la dilución en la zona abonada, excepto para los nitratos. Se observa un efecto atenuador positivo de la longitud del filtro verde. Considerando las masas de los contaminantes, durante el primer muestreo también se manifiesta el efecto atenuador de la longitud de filtro, pero en el segundo se produce redistribución de masas a lo largo del propio filtro, desplazándose los máximos hacia las zonas inferiores. En general existe buena correlación entre porcentajes de escorrentía y niveles de masa transportada. No fue evidente la atenuación de los niveles de microorganismos en función de la longitud del filtro, y sí lo fue el avance de las bacterias en número considerable a zonas alejadas de las bandas abonadas.

Palabras clave: Filtros verdes, escorrentía, purín de vacuno, lluvia simulada.

Abstract

NÚÑEZ DELGADO, A., LÓPEZ PERÍAGO, E. & DÍAZ-FIERROS VIQUEIRA, F. (1997). Buffer strip attenuation of runoff pollution after cattle slurry spreading. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 7: 147-159

The effectiveness of *Lolium perenne* L. buffer strips to attenuate polluted runoff, generated by means of simulated rainfall on manured areas (125 or 250 m³ ha⁻¹ of cattle slurry) was studied on a 15% sloped experimental plot. There was no relationship between double manure dose and increased runoff generation. Percent removals were high for physicochemical parameters (unless for nitrate): 72% at least, referring to slurry levels and taken into account the dilution effect of rainfall on the manured area. The higher the filter length the higher the attenuation. Referring to pollutant's mass, the filter length attenuation effect was also shown during the first sampling event, but during the second one the mass peaks were found downslope, because of the drift of pollutants from upper zones of the buffer strip. Percent runoff and mass levels were well correlated. There was no evident attenuation of microorganism levels related to filter length. Bacteria reached high levels at sampling points far away from manured areas.

Keywords: Buffer strips, runoff, cattle slurry, simulated rainfall.

INTRODUCCIÓN

Las bandas de suelo dotado de vegetación, que se interponen entre zonas sometidas a abonado o aplicación de pesticidas y los cursos de agua que podrían alcanzar (bandas a las que se denomina filtros verdes), son consideradas como una de las alternativas viables para lograr la atenuación de la contaminación arrastrada por las escorrentías originadas en dichas zonas (BASANTA *et al.*, 1993, 1995; NÚÑEZ *et al.*, 1995a).

El purín de vacuno, empleado como fertilizante de prados y otros tipos de terrenos agrícolas productivos, constituye una de las denominadas fuentes de contaminación difusa del agua, tanto en zonas en pendiente (DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1990) como en zonas llanas sobre acuíferos (LÓPEZ *et al.*, 1994b). Este abono es un producto complejo, más aún si se tiene en cuenta la diversidad de comportamiento de las sustancias incorporadas en las distintas fases físicas que lo componen (DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1987, 1988; CARBALLAS *et al.*, 1990).

Todo ello, junto con la importancia global que posee el purín como fertilizante en Galicia (CARBALLAS *et al.*, 1990), hace necesario el profundizar en estudios previos sobre las características de la contaminación de suelos y aguas a causa de la utilización de este subproducto ganadero (DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1993; LÓPEZ, 1993; LÓPEZ *et al.*, 1994a, 1994b; NÚÑEZ, 1993; NÚÑEZ *et al.*, 1995b, 1996).

MATERIAL Y MÉTODOS

a) La parcela experimental

El trabajo se llevó a cabo en una pradera de *Lolium perenne* L., con pendiente del 15%, situada en la Escuela de Capacitación Agraria de Sergude (Boqueixón, A Coruña), en la que se delimitaron dos áreas destinadas a ser abonadas con purín: una de ellas para una dosis simple ($125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), y otra para una dosis doble ($250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$); por otro lado, se habilitó una zona blanco, aislada de las áreas abonadas por medio de zanjas. En la zona de prado situada pendiente

abajo (área destinada a filtro verde) se instalaron canaletas para captación de escorrentía superficial, del tipo empleado por GERLACH (1967), separadas 2 m entre ellas en el sentido de la pendiente, y 2,5 m en sentido horizontal (Fig. 1); las canaletas números 7, 8 y 9 recogían las escorrentías procedentes de la zona blanco.

b) Suelo

Se recogieron muestras de los distintos horizontes del suelo de la parcela (Au1 a una profundidad de entre 0 y 30 cm, Au2 entre 30 y 60 cm, y Au3 entre 60 y 90 cm), se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y se realizaron las determinaciones según los métodos descritos por GUTIÁN & CARBALLAS (1976): pH en agua y pH en KCl 0,1 N (medidas potenciométricas); carbono total (C): método de Sauerlandt; materia orgánica total (MO): $C \times 1,724$; nitrógeno total: método de Kjeldahl; densidad real: método del picnómetro, saturando el suelo al vacío con tolueno; análisis granulométrico: método internacional de análisis mecánico; capacidad total de cambio catiónico: método del acetato amónico, desplazando el amonio con una disolución de NaCl tras el lavado previo del NH_4^+ en exceso con alcohol; las bases de cambio se determinaron en el líquido procedente de la percolación del suelo con acetato amónico: Na y K por espectrofotometría de emisión atómica, Ca y Mg por absorción atómica (APHA, 1989); P asimilable: extracción con ácido acético 0,5 N, y colorimetría con espectrofotómetro visible-UV (OLSEN & SOMMERS, 1982); agua retenida por el suelo: se utilizó un sistema de presión por aire comprimido (KLUTE, 1986); agua utilizable por las plantas: se calculó como diferencia entre los porcentajes de agua retenidos a pF 2,5 (30,78 kPa) y 4,2 (1542,48 kPa). Los resultados se exponen en la Tabla I.

c) Purín

El purín utilizado fue removido mecánicamente en una fosa de almacenamiento y a continuación aspirado por vacío hacia una cisterna de reparto con capacidad para 3000 litros. La aplicación sobre las franjas prefijadas de la parcela

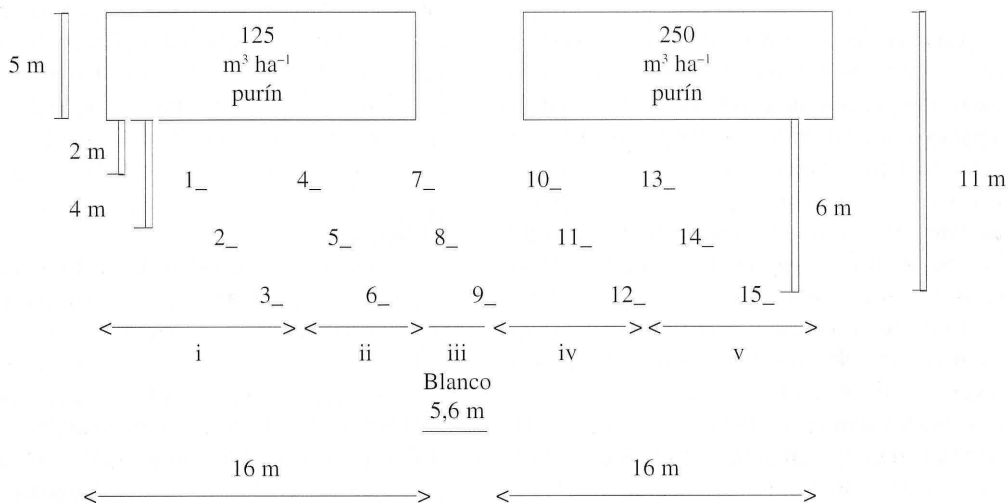


Fig. 1. Configuración de la parcela experimental. 1_, 2_, 3_, ... 15_ = canaletas Gerlach.

TABLA I. Características del suelo

	Hor. Au1	Hor. Au2	Hor. Au3
pH _{H2O}	6,1	6,3	6,4
pH _{KCl}	5,2	5,3	5,4
% C	7,96	6,84	4,38
% MO	13,72	11,88	7,54
% N-Kjeldahl	0,653	0,626	0,212
Relación C/N	12,19	10,93	20,66
Densidad real (g cm ⁻³)	2,5123	2,5255	2,6881
% Arena (0,05-2 mm)	30,1	30,5	33,6
% Limo (2-50 μm)	49,4	53,1	40,9
% Arcilla (<2 μm)	20,5	16,4	25,5
Textura	(a)	(b)	(a)
Na cambiante (cmol(+) kg ⁻¹)	0,643	0,147	0,225
K cambiante (cmol(+) kg ⁻¹)	0,467	0,313	0,120
Ca cambiante (cmol(+) kg ⁻¹)	9,232	5,988	5,676
Mg cambiante (cmol(+) kg ⁻¹)	1,285	1,162	1,995
Suma de bases cambiables	11,627	7,610	8,016
P asimilable (mg kg ⁻¹)	0,645	0,374	0,329
Agua retenida(%)			
pF 2	37,56	39,58	32,45
pF 2,5	33,34	34,77	27,74
pF 4,2	22,42	20,11	16,11
Agua utilizable (%)	10,92	14,67	11,63

(a)= franca. (b)= franco-limosa.

se llevó a cabo a través de una manguera conectada a la salida de la cisterna. La dosificación del purín vertido sobre el suelo se realizó mediante controles del tiempo de aplicación. Se aplicaron una dosis simple y una dosis doble de purín, de $125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente.

Las determinaciones y métodos de análisis empleados para el purín fueron: contenido en materia seca: por evaporación y posterior secado en estufa a 105°C , hasta peso constante; pH: con potenciómetro y los correspondientes electrodos (APHA, 1989); conductividad eléctrica (CE): con conductímetro (APHA, 1989); demanda química de oxígeno (DQO): método de SOTO *et al.* (1987); orto-fosfatos: método del ácido ascórbico (OLSEN & SOMMERS, 1982); Cl^- : electrodos específicos (APHA, 1989); NH_4^+ y NO_3^- : método de BREMNER & KEENEY (1965); Na y K: emisión atómica (APHA, 1989); los resultados se muestran en la Tabla II.

d) Simulador de lluvia

El simulador de lluvia constaba de una toma de agua protegida con un filtro y una motobomba -conectada a un manómetro- que extraía agua de un arroyo próximo a la parcela y la enviaba a través de una manguera hasta una derivación en dos ramas, cada una de ellas dotada de 11 pares de boquillas aspersoras opuestas entre sí. El conjunto estaba apoyado directamente sobre el suelo y proporcionaba una intensidad media de lluvia de 40 mm h^{-1} , cuando se trabajaba a una presión de $1,5 \text{ kg cm}^{-2}$.

e) Aguas de escorrentía

Se practicaron determinaciones analíticas de las aguas de escorrentía y de muestras del arroyo que proporcionaba el agua para el simulador de lluvia.

Las muestras de escorrentía para análisis microbiológicos se recogieron por medio de recipientes Schott Duran esterilizados, de 250 cm^3 , conectados al tubo de salida de las canaletas mientras se estaba produciendo la escorrentía. Estos se guardaban en nevera y se mantenían en frío (4°C) hasta el momento de iniciar las siembras (antes de las 24 horas posteriores).

TABLA II. Características físico-químicas del purín aplicado

% Materia Seca	3,83
pH	7,1
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	4134
DQO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$)	10088
orto-fosfatos (mg P l^{-1})	228
Cloruros (mg l^{-1})	440
NH_4^+ (mg l^{-1})	202
NO_3^- (mg l^{-1})	24,8
N-Amoniacal + N-nítrico (mg l^{-1})	162
Na (mg l^{-1})	266
K (mg l^{-1})	856

Las determinaciones bacteriológicas consistieron en el recuento de coliformes fecales (CF) y de estreptococos fecales (EF), por medio del método del número más probable (NMP), utilizando los medios de cultivo especificados en la Orden de 27 de julio de 1983 (BOE número 193 del 13 de Agosto de 1983).

Tras finalizar los episodios de escorrentía se recogían alícuotas de los bidones colectores en los que vertían las canaletas, para poder realizar los análisis físico-químicos. Se realizaron las siguientes determinaciones: CE, amonio, nitratos, ortofosfatos, DQO, cloruros, sodio, potasio, empleando los mismos métodos que para el purín, y calcio y magnesio fueron cuantificados por absorción atómica (APHA, 1989).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a) Hidrológicos

En la Tabla III se muestran datos referentes a la precipitación y a la escorrentía para las distintas canaletas de recogida y para los distintos episodios de simulación de lluvia. Hay que señalar que, durante el primer muestreo, en las canaletas 13, 14 y 15 se recogieron muestras de escorrentía originadas con lluvia natural, ya que -desde que comenzó ésta- no se consideró adecuado simultanear la lluvia artificial con las precipitaciones naturales.

TABLA III. Resultados de la lluvia simulada y la escorrentía

Muestreo:	Lluvia (mm)		Escorrentía (mm)		% Escorrentía	
	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Canaleta						
1	43	53	0,11	0,06	0,26	0,11
2	43	53	0,78	0,27	1,81	0,51
3	43	53	0,95	0,83	2,21	1,57
4	33	49	1,34	0,17	4,06	0,35
5	33	49	1,49	1,16	4,52	2,37
6	33	49	0,51	0,35	1,55	0,71
7	38	37	0,18	0,93	0,47	2,51
8	38	37	0,52	0,87	1,37	2,35
9	38	37	0,24	0,65	0,63	1,76
10	61	63	1,22	0,64	2,00	1,02
11	61	63	0,27	0,16	0,44	0,25
12	61	63	0,27	0,03	0,44	0,05
13	-	27	-	0,07	-	0,26
14	-	27	-	0,04	-	0,15
15	-	27	-	0,05	-	0,18

Los porcentajes medios de escorrentía pudieron verse afectados en cierta medida por la humedad antecedente del suelo, a pesar de la similitud de los valores de ésta (expresada como porcentaje del contenido máximo en agua utilizable, fue del 83% y 82% para la primera y segunda simulación respectivamente): se alcanzaron valores próximos al 5% en algunos casos en la primera simulación y fueron menores del 0,4% en varios puntos, en la segunda simulación. No se distingue una tendencia clara en función de la situación a lo largo de la pendiente, y tampoco es evidente el posible efecto de la doble dosis de purín sobre la generación de escorrentía.

b) Microbiológicos

Después de la aplicación de purín se realizaron determinaciones de naturaleza bacteriológica, cuyos resultados se muestran en la Tabla IV.

Se observa contaminación del agua del arroyo y los blancos (canaletas 7, 8 y 9). Los niveles en las aguas de escorrentía no muestran pautas claras en función de la distancia de filtro verde recorrida. Lo evidente, en todo caso, es que los microorganismos de origen fecal llegan con la escorrentía hasta distancias considerables desde la zona de aplicación del abono, con los consiguientes riesgos para las masas de agua con las que puedan contactar.

Desde hace años, el cociente CF/EF se utiliza para estimar el origen de la contaminación bacteriana en aguas, corrientes y lagos (GELDREICH, 1967). Se han establecido los siguientes rangos: mayor de 4, de origen humano; entre 1,2 y 0,08, procedente del ganado; 0,08-0,04, de ganado y animales salvajes; menor de 0,04, se atribuye a animales salvajes. En trabajos experimentales sobre prados y áreas de fauna

TABLA IV. Recuento de microorganismos indicadores de contaminación fecal en las aguas de escorrentía

Canaleta	NMP/100 cm ³					
	CF		EF		CF/EF	
	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Muestreos						
4	11	120	1100	460	0,01	0,26
5	7	1100	210	75	0,03	14,67
6	0	1100	240	28	0,00	39,29
7	210	210	210	1100	1,00	0,19
8	240	93	93	1100	2,58	0,08
9	1100	460	93	240	11,83	1,92
10	120	120	1100	150	0,11	0,80
11	210	43	240	>1100	0,88	0,04
12	1100	28	460	1100	2,39	0,03
Agua arroyo	4	9	0,44			

salvaje (TIEDEMANN *et al.*, 1988) se encontraron mezclas de resultados, sin orientación muy precisa, y en otros trabajos no fue posible distinguir contaminación humana de la no humana, ni la de origen ganadero de la de procedencia salvaje.

Los resultados de los cocientes CF/EF se reflejan en la Tabla IV: tres días después del abonado indican que la contaminación del arroyo es ganadera, al igual que en las canaletas 10, 11 y 7 (esta última de la zona blanco); mientras, en las canaletas 4, 5 y 6 la procedencia sería salvaje, en la 9, humana, y en la 8 y 12 superaría el límite para adjudicarle origen ganadero pero no llegaría al humano. Trece días después del abonado, la contaminación de la canaleta 4 sería ganadera, la de la 5 y la 6 sería humana, la de la 7 y 8 ganadera (y la 9 superaría ligeramente el límite superior ganadero), la 10 sería también ganadera, y la 11 y la 12 de origen salvaje.

En base a estos resultados, se considera que la fiabilidad de estos cocientes para nuestro caso es escasa, sobre todo teniendo en cuenta que la contaminación fecal de origen humano es totalmente descartable en el área en cuestión.

c) Físico-químicos y químicos

En la Tabla V se muestran los resultados sobre los niveles de los distintos parámetros físico-químicos y químicos determinados en las aguas de escorrentía generadas con lluvia artificial. Se expresan los valores medios de las distintas canaletas, según las zonas delimitadas en la Fig. 1, considerados de forma que se pueda apreciar el posible efecto de las distintas dosis, espacio recorrido por la escorrentía, tiempo tras la aplicación del purín, etc.

Los niveles detectados en los blancos son relativamente altos y sugieren la existencia de contaminaciones, quizás por intrusión de flujos derivados de las zonas abonadas (a pesar de la existencia de zanjas de aislamiento). No se hizo en absoluto patente el posible efecto de la doble dosis de purín; de hecho, en muchos casos las concentraciones detectadas en la zona de dosis simple superaron a sus homólogas de la zona de doble dosis. En cuanto a la evolución de las medias de las canaletas totales, respecto al tiempo, se observa una disminución de niveles del primero al segundo muestreo para amonio, fós-

TABLA V. Valores medios (mg L⁻¹, y CE en µS cm⁻¹) de distintos parámetros analizados en las aguas de escorrentía tras el abonado

	Dosis simple		Blanco	Dosis doble		Canaletas totales	Longitud filtro		
	i	ii		iv	v		2m	4m	6m
Muestreo									
1° NH ₄ ⁺	0,48	0,66	0,48	0,66	0,37	0,53	0,74	0,50	0,40
2°	0,40	0,44	0,48	0,41	0,64	0,47	0,49	0,42	0,50
1° NO ₃ ⁻	2,15	2,60	1,57	1,98	0,87	1,84	2,23	1,67	1,80
2°	3,76	3,14	3,47	2,89	2,40	3,13	3,44	3,13	2,57
1° P	0,15	0,39	0,23	0,53	0,32	0,33	0,70	0,15	0,20
2°	0,11	0,32	0,19	0,09	0,16	0,17	0,20	0,09	0,21
1° DQO	27,6	25,0	7,4	35,0	25,8	24,1	49,7	27,0	8,3
2°	15,6	23,2	11,0	9,9	46,1	21,2	18,0	19,4	33,7
1° CE	98,0	109,0	82,0	97,0	101,0	97,0	125,0	95,0	84,0
2°	110,0	116,0	107,0	104,0	112,0	110,0	122,0	103,0	107,0
1° Cl ⁻	12,00	11,92	13,58	13,58	11,33	12,48	13,00	12,25	11,38
2°	16,33	16,58	16,50	17,17	24,67	18,25	19,63	18,44	18,00
1° Na	7,30	6,41	5,35	5,71	5,47	6,05	6,90	6,40	5,36
2°	6,59	7,44	6,89	6,47	6,92	6,86	7,34	6,45	6,77
1° K	3,83	4,92	2,25	3,25	4,27	3,70	6,33	3,33	2,54
2°	3,12	6,07	3,05	1,40	2,45	3,22	5,09	1,68	3,01
1° Ca	4,62	5,84	4,11	4,30	4,82	4,74	5,85	4,75	4,08
2°	5,26	6,16	5,52	5,14	5,26	5,47	6,00	5,09	5,28
1° Mg	4,70	2,56	2,26	2,65	2,63	2,96	3,20	4,32	1,88
2°	2,99	2,83	2,87	3,46	3,57	3,15	3,45	3,37	2,82

foro, DQO y potasio, pero no así para nitratos (que puede justificarse por la oxidación del amonio), CE, cloruros, sodio, calcio y magnesio. Acerca de la evolución de los niveles en función de la longitud del filtro verde, se observa que durante el primer muestreo, en general, existe una disminución de las concentraciones a medida que aumenta dicha longitud; pero, durante el segundo muestreo, este hecho es algo menos evidente debido a las interferencias causadas por los arrastres, a lo largo del filtro, de contaminantes previamente retenidos en zonas pendiente arriba del propio filtro.

En la Tabla VI se muestran los resultados de los cálculos, referidos a los valores medios por distancias de filtro verde.

En el primer muestreo que siguió a la aplicación de purín, la masa arrastrada por la escorrentía presenta un valor menor cuanto mayor es la distancia de filtro verde recorrida, independientemente de cómo se escalonen los volúmenes de escorrentía (a pesar de que este factor evidentemente también tiene peso en el resultado final de la masa transportada). En el siguiente muestreo, las masas van siendo desplazadas y redistribuidas pendiente abajo a lo largo del propio filtro verde,

TABLA VI. Valores medios por distancias de filtro verde, expresados en masa -mg, ó ($\mu\text{S cm}^{-1}$)L para la CE-transportadas a lo largo de los filtros verdes durante los episodios de lluvia simulada

	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	DQO	P	CE	Cl ⁻	Na	K	Ca	Mg
Longitud filtro (m)										
+Primer muestreo:										
2	0,74	2,23	49,7	0,70	125	13,0	6,9	6,3	5,9	3,2
4	0,50	1,67	27,0	0,15	95	12,3	6,4	3,3	4,8	4,3
6	0,40	1,80	8,3	0,20	84	11,4	5,4	2,5	4,1	1,9
+Segundo muestreo:										
2	0,49	3,44	18,0	0,20	122	19,6	7,3	5,1	6,0	3,5
4	0,42	3,13	19,4	0,09	103	18,4	6,5	1,7	5,1	3,4
6	0,50	2,57	33,7	0,21	107	18,0	6,8	3,0	5,3	2,8

de modo que los niveles máximos se van localizando ya en las canaletas intermedias y en las inferiores (este efecto de transporte a lo largo del filtro también fue observado por YOUNG *et al.*, 1980 y por DILLAHA *et al.*, 1986, 1988); y en este caso tal comportamiento tampoco se debe únicamente al tipo de gradación de los volúmenes de escorrentía, puesto que igualmente las concentraciones (mg L^{-1}) presentan por lo general sus máximos en los niveles inferiores del filtro (4 y 6 m). Hay que destacar, sin embargo, que el porcentaje de escorrentía que llega a un punto de muestreo es un factor de gran importancia en el resultado final de la cantidad de masa arrastrada hasta ese lugar (BINGHAM *et al.*, 1980; SCHWER & CLAUSEN, 1989). Se establecieron correlaciones entre los porcentajes de escorrentía y los niveles de masa arrastrada (mg) para la mayor parte de las sustancias analizadas (Tabla VII). Durante el primer muestreo se obtienen correlaciones significativas para $p=0,01$, a excepción del caso de los ortofosfatos, DQO y magnesio, y en el segundo muestreo se observan buenas correlaciones salvo para la DQO y, en menor grado, ortofosfatos y potasio.

Respecto a los componentes nitrogenados analizados, se puede señalar que el purín aplicado contenía un 96,5% de N-amoniaco y un 3,5% de N-nítrico (89 y 11% respectivamente considerando como NH₄⁺ y NO₃⁻), por lo que la

TABLA VII. Coeficientes de correlación (r) entre escorrentía (%) y niveles de masa de los parámetros físico-químicos, en los distintos puntos de muestreo, para los muestreos 1° y 2°

	r	
	1°	2°
Nitratos	0,8657*	0,8868*
Amonio	0,8156*	0,9760*
DQO	0,5212	0,2919
Ortofosfatos	0,4663	0,6357
CE	0,9374*	0,9789*
Cloruros	0,9113*	0,9781*
Sodio	0,9148*	0,9783*
Potasio	0,8220*	0,7092*
Calcio	0,9737*	0,9866*
Magnesio	0,5844*	0,9872*

* significativo para $p=0,001$.

nitrificación se remontó al 47,1% (66,6% considerando NH₄⁺ y NO₃⁻) a los 3 días del abonado, y al 62,24% (76% considerando amonio y nitratos) a los 13 días. Los porcentajes de incremento de N nítrico con respecto al contenido en el purín, según las distancias de filtro verde recorridas por la escorrentía, fueron los siguientes: 3 días después de aplicar el purín, 43% a los 2 m, 44,5% a los 4 m y 52,5% a los 6 m, y a los 13 días

TABLA VIII. Variación de las concentraciones (mg L⁻¹) de distintos compuestos de nitrógeno en las aguas de escorrentía

Muestreo:	NH ₄ ⁺ -N		NO ₃ ⁻ -N		%NO ₃ ⁻ -N		Pu-N/N(i)	
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Longitud (m)								
2	0,56	0,39	0,58	0,84	51	68	142	132
Dosis 4	0,44	0,26	0,52	0,86	54	77	169	145
simple 6	0,33	0,32	0,52	0,64	61	67	190	169
2	0,59	0,37	0,43	0,71	42	66	159	150
Dosis 4	0,33	0,39	0,24	0,56	42	59	284	170
doble 6	0,28	0,46	0,29	0,52	51	53	284	165

Pu-N= Nitrógeno inorgánico en el purín. N(i) = N inorgánico para (i)=2, 4 ó 6 m.

del abonado, 63,5% a los 2 m, 64,5% a los 4 m y 56,5% a los 6 m. Como era de esperar, se observa un aumento en el porcentaje de N-nítrico tanto con el discurrir del tiempo como con el espacio recorrido por la escorrentía (ambos factores favorecen la actuación de los agentes oxidantes, atmosféricos y ambientales en general).

En la Tabla VIII se refleja la variación promedio del N-nítrico y del N-amoniaco en función del espacio recorrido sobre los filtros verdes y del tiempo transcurrido tras la aplicación del purín. El cociente Pu-N/N(i) informa sobre el grado de atenuación de los niveles de nitrógeno en un punto, ya que su valor es tanto mayor cuanto más se haya visto reducido el nivel de N en ese punto con respecto al presente en el purín inicialmente.

Tras el abonado se observan casos en que las concentraciones de amonio no son atenuadas con el espacio y el tiempo; a su vez, en pocos casos aumentan los nitratos con la distancia, aunque sí lo hacen con el tiempo. A partir de los resultados de los cocientes Pu-N/N(i) se deduce que la atenuación es mayor a medida que aumenta la longitud de filtro verde recorrida, con alguna excepción parcial en la segunda simulación post-abonado, debido a los arrastres progresivos

TABLA IX. Masas de amonio y nitratos arrastradas por metro -perpendicular a la dirección de avance de la escorrentía- a lo largo de los filtros verdes

Longitud filtro (m):	Amonio mg			Nitratos mg		
	2	4	6	2	4	6
Muestreo						
1°	3,6	2,8	2,0	10,6	9,6	9,2
2°	0,8	1,6	1,8	5,6	11,4	8,8

pendiente abajo de contaminantes previamente atrapados en zonas superiores del filtro.

En la Tabla IX se reflejan las medias de las masas por metro de frente de captación de escorrentía, referidas a amonio y nitratos, detectadas a las tres distancias de muestreo.

Al igual que ocurría cuando se analizaba la evolución de las masas simplemente, se observa que justo tras llevar a cabo el abonado las masas son mayores cuanto mayor es la proximidad a las zonas de aplicación de purín, pero después del segundo episodio de lluvia ya se aprecia un claro desplazamiento de las masas hacia las zonas

TABLA X. Cocientes entre las concentraciones en el purín ($\mu\text{S cm}^{-1}$ para la CE) y las presentes en la escorrentía, para distintos parámetros físico-químicos

		DQO	P	CE	Cl-	K	Na
+Primer muestreo:							
longitud (m)							
	2	281	465	34	35	152	37
dosis	4	345	1305	44	33	203	36
simple	6	731	1510	44	45	263	44
	2	159	251	32	33	122	40
dosis	4	406	1839	43	40	349	48
doble	6	3655	919	57	34	470	57
+Segundo muestreo:							
longitud (m)							
	2	153	794	39	27	114	34
dosis	4	1963	3948	32	27	478	42
simple	6	327	794	40	26	191	39
	2	736	2045	36	19	323	39
dosis	4	299	1795	40	21	542	41
doble	6	276	1727	39	23	553	40

inferiores y una disminución de los niveles a los 2 m de distancia. Asimismo, tras la aplicación de purín hay más contenido de nitratos que de amonio (al estar relativamente seco el suelo, tienen menos peso que en otros casos las condiciones reductoras, y también pueden infiltrarse mayores volúmenes de líquidos facilitando la fijación del amonio que sea arrastrado).

La variación del resto de parámetros físico-químicos analizados durante los trabajos de campo realizados puede observarse en la Tabla X, en la que se indican los cocientes entre las concentraciones medidas en el purín y las determinadas en las aguas de escorrentía.

Después del abonado se manifiestan valores del cociente muy elevados, lo que indica que la atenuación por los filtros verdes, con respecto al purín, fue muy importante.

Las atenuaciones de los niveles de los distintos parámetros por los filtros verdes, tras la

aplicación de purín, se indican en las Tablas XI y XII.

En general, se observan porcentajes de atenuación elevados (los menores fueron para los nitratos), e igualmente fue clara la influencia positiva de la longitud de filtro recorrida por la escorrentía.

La influencia global sobre la atenuación de los distintos factores estudiados es positiva respecto a la longitud del filtro, para todos los parámetros físico-químicos, no existe o es negativa para la doble dosis de abono, y es variable (positiva para unos parámetros y negativa para otros) respecto al tiempo.

Las notables atenuaciones de niveles que siguieron al abonado pueden ser debidas a que, en el momento de la aplicación de purín, el suelo se encontraba relativamente seco.

TABLA XI. Porcentajes medios de atenuación de las concentraciones con respecto a los niveles iniciales en el purín en función de la distancia de filtro verde (ya descontada la dilución directa, en el 1° y 2° muestreo)

Muestreo	1°			2°		
	2m	4m	6m	2m	4m	6m
NH ₄ ⁺	98,0	98,7	99,0	98,7	98,9	98,7
NO ₃ ⁻	52,0	64,0	62,0	25,0	32,0	44,0
P	98,4	99,7	99,5	99,5	99,8	99,5
DQO	97,4	98,6	99,6	99,0	99,0	98,0
CE	91,4	93,5	94,3	91,5	92,8	92,5
Cl ⁻	84,4	85,3	86,3	75,9	77,4	77,9
Na	86,3	87,3	89,3	85,0	87,0	86,0
K	96,1	98,0	98,4	96,8	99,0	98,0
Ca	91,8	93,4	94,3	91,5	92,8	92,5
Mg	79,9	72,8	88,2	77,9	78,4	81,9

TABLA XII. Porcentajes de atenuación de las concentraciones respecto a los niveles detectados en las canaletas superiores, en función de la longitud de los filtros verdes

Muestreo	1°		2°	
	4m	6m	4m	6m
NH ₄ ⁺	32	46	14	-2
NO ₃ ⁻	25	19	9	25
P	79	71	56	-5
DQO	46	83	-8	-87
CE	24	33	15	12
Cl ⁻	6	13	6	8
Na	7	22	12	8
K	47	60	67	41
Ca	19	30	15	12
Mg	-35	41	2	18

CONCLUSIONES

Durante los episodios de lluvia simulada no se hizo evidente ningún efecto de la doble dosis de purín sobre la generación de escorrentía.

En cuanto a los parámetros físico-químicos, durante las simulaciones que siguieron al abonado, los porcentajes de atenuación fueron notables (72% como mínimo con respecto a los niveles del purín, sin contabilizar la dilución en la zona abonada, excepto para los nitratos que experimentaron atenuaciones menores debido a la oxidación del amonio) y del mismo modo se puso en evidencia el efecto positivo de la longitud del filtro recorrida por la escorrentía.

Examinando los elevados cocientes entre las concentraciones presentes en el purín y en las aguas de escorrentía, se deduce que la atenuación con respecto al purín es muy elevada.

Cuando se expresan los resultados en unidades de masa, se observa que durante el primer muestreo post-abonado el efecto atenuador respecto a la distancia de filtro es evidente, con independencia de la forma en que se escalonen los volúmenes de escorrentía a lo largo de la

pendiente. En el muestreo siguiente se produce una redistribución de masas pendiente abajo a lo largo del propio filtro, de modo que los niveles máximos se desplazan hacia las zonas inferiores. De todas formas, en general existe correlación positiva y significativa entre porcentajes de escorrentía y niveles de masa transportada (se establecieron relaciones que presentaban coeficientes $r > 0,8$ en el primer muestreo, excepto para ortofosfatos y DQO, y $r > 0,7$ durante el segundo muestreo, con la excepción de ortofosfatos y DQO).

Por lo que respecta a la eficacia de los filtros verdes sobre la contaminación fecal, medida a partir del recuento de bacterias indicadoras, tras la aplicación de purín la atenuación de los niveles de microorganismos en función de la longitud del filtro no fue evidente y, sin embargo, sí se observó avance de bacterias a zonas alejadas de las bandas abonadas, existiendo, por tanto, riesgo de contaminación de los cauces de agua con los que pueda contactar la escorrentía.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION-APHA- (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th ed., Washington DC.
- BASANTA, R., NÚÑEZ, A., LÓPEZ, E., FERNÁNDEZ, M. & DÍAZ-FIERROS, F. (1995). Measurement of cholinesterase activity inhibition for the detection of organophosphorus and carbamate pesticides in water. *Intern. J. Environ. Studies*, **48**: 211-219.
- BASANTA, R., NÚÑEZ, A., LÓPEZ, E., MUIÑO, M. & DÍAZ-FIERROS, F. (1993). Riscos de contaminación de augas de escoamento por praguicidas aplicados en pradeiras. *Cuad. Area Ciencias Agrarias*, **13**: 303-314.
- BINGHAM, S. C., WESTERMAN, P.W. & OVERCASH, M.R. (1980). Effect of grass buffer zone length in reducing the pollution from land application areas. *Trans. ASAE*, **23**(2): 330-336.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (1983). *Orden del Ministerio de Sanidad y Consumo, de 27 de julio de 1983, por la que se establecen métodos oficiales de análisis microbiológicos de aguas potables de consumo público*. B.O.E., **193**: 22393-22400.
- BREMNER, J.M. & KEENEY, D.R. (1965). Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta*, **32**: 485-495.
- CARBALLAS, T., DÍAZ-FIERROS, F., ACEA, M.J., CABANEIRO, A., CARBALLAS, M., GIL, F., LEIRÓS, M.C., LÓPEZ, E., NÚÑEZ, A. & VILLAR, M.C. (1990). *El Purín de Vacuno en Galicia. Caracterización, Poder Fertilizante y Problemas Ambientales*. Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas, Santiago de Compostela.
- DÍAZ-FIERROS, F., NÚÑEZ, A. & LÓPEZ, E. (1990). Risks of water contamination by superficial run-off resulting from the spreading of cattle slurry. In: Calvet, R. (Ed.), *Nitrates, Agriculture, Eau*: 481-486. INRA Editions, Paris (Francia).
- DÍAZ-FIERROS, F., NÚÑEZ, A. & LÓPEZ, E. (1993). *As concas fluviais de Galicia. Características e riscos de contaminación difusa*. Universidade de Santiago. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico, Santiago de Compostela.
- DÍAZ-FIERROS, F., VILLAR, M.C., CARBALLAS, M., LEIRÓS, M.C., CARBALLAS, T. & CABANEIRO, A. (1988). Effects of cattle slurry fractions on nitrogen mineralization in soil. *J. Agric. Sci.*, **110**: 419-497.
- DÍAZ-FIERROS, F., VILLAR, M.C., GIL, F., LEIRÓS, M.C., CARBALLAS, M. & CARBALLAS, T. (1987). Laboratory study of the availability of nutrients in physical fractions of cattle slurry. *J. Agric. Sci.*, **108**: 353-359.
- DILLAHA, T.A., SHERRARD, J.H., LEE, D., MOSTAGHIMI, S. & SHANHOLTZ, V.O. (1988). Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *J. WPCF*, **60** (7): 1231-1238.
- DILLAHA, T.A., SHERRARD, J.H., LEE, D., SHANHOLTZ, V.O., MOSTAGHIMI, S. & MAGETTE, W.L. (1986). Use of vegetative filter strips to minimize sediment and phosphorus losses from feedlots: phase I. Experimental plot studies. *Virginia Wat. Resour. Res. Center Bull.*, **151**.
- GELDRICH, E.E. (1967). Fecal coliform concepts in stream pollution. *Wat. Sewage Works*, **114**: 98-110.
- GERLACH, T. (1967). Hillslope for measuring sediment movement. *Revue Geom. Dym.*, **4**: 173.
- GUITIÁN, F. & CARBALLAS, T. (1976). *Técnicas de Análisis de Suelos*. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- KLUTE, A. (1986). Water retention: laboratory methods. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part*

- I.- Physical and Mineralogical Methods: 635-662.* A.S.A., S.S.S.A. Publisher, Madison.
- LÓPEZ, E. (1993). *Estudio de los procesos de contaminación de aguas subterráneas por purines de vacuno en la Terra Cha*. Tesis doctoral (inéd.). Universidad de Santiago de Compostela.
- LÓPEZ, E., NÚÑEZ, A. & DÍAZ-FIERROS, F. (1994a). Contaminación biótica y abiótica de pozos en una zona ganadera. In: Rebollo, L.F. (Ed.), *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. T. I:* 379-392. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Alcalá de Henares.
- LÓPEZ, E., NÚÑEZ, A. & DÍAZ-FIERROS, F. (1994b). Estudio piloto de la transmisión en la zona de vadosa de contaminantes procedentes del purín de vacuno. In: Rebollo, L.F. (Ed.), *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. T. I:* 393-408. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Alcalá de Henares.
- NÚÑEZ, A. (1993). *Riesgos de contaminación de las aguas continentales por aplicación de purines sobre praderas en pendiente*. Tesis doctoral (inéd.). Universidad de Santiago de Compostela.
- NÚÑEZ, A., LÓPEZ, E. & DÍAZ-FIERROS, F. (1995a). Vegetated filter strips for wastewater purification: a review. *Biores. Tech.*, **51**: 13-22.
- NÚÑEZ, A., LÓPEZ, E. & DÍAZ-FIERROS, F. (1995b). Penetración de contaminantes a través de un suelo abonado con purín de vacuno. Ensayo con columnas lisimétricas. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, **5**: 183-195.
- NÚÑEZ, A., LÓPEZ, E. & DÍAZ-FIERROS, F. (1996). Vertical leaching of contaminants present in cattle slurry: column trials with uncultivated and cultivated soils. *Int. J. Environ. Studies*, **50**: 27-39.
- OLSEN, S.R. & SOMMERS, L.E. (1982). Phosphorus. In: Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2:* 403-430. A.S.A. & S.S.S.A. Publisher, Madison.
- SCHWER, C.B. & CLAUSEN, J.C. (1989). Vegetative Filter Treatment of Dairy Milkhouse Wastewater. *J. Environ. Qual.*, **18**: 446-451.
- SOTO, M., MÉNDEZ, R.J. & NÚÑEZ, M.J. (1987). Determinación de la Demanda Química de Oxígeno mediante un método semimicro: aplicación a aguas de elevada salinidad. *Tec. Agua*, **39**: 111-118.
- TIEDEMANN, A.R., HIGGINS, D.A., QUIGLEY, T.M., SANDERSON, H.R. & BOHN, C.C. (1988). Bacterial water quality responses to four grazing strategies-Comparisons with Oregon standards. *J. Environ. Qual.*, **17**(3): 492-498.
- YOUNG, R.A., HUNTRODS, T. & ANDERSON, W. (1980). Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff. *J. Environ. Qual.*, **9**(3): 483-487.