

L'USO DELLE FASCE TAMPONE PER LA RIDUZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DELLE ACQUE SUPERFICIALI DA FITOFARMACI

Costantino Vischetti

Centro di Studio sulla Chimica e Biochimica dei Fitofarmaci C.N.R., Borgo XX Giugno 72, 06121 Perugia, Italy.

INTRODUZIONE

L'uso delle zone inerbite nelle coltivazioni è stato introdotto per ridurre il ruscellamento superficiale e sottosuperficiale dell'acqua di pioggia e di conseguenza le perdite di sedimenti ed elementi nutritivi e per limitare la contaminazione delle acque superficiali da inquinanti chimici.

Tali fasce vengono denominate in differenti modi (*buffer strips, filter strips, vegetative filter strips, grassed buffer strips etc.*) ma sostanzialmente definiscono quelle zone ai margini dei campi coltivati, vicine ai canali di scolo, di larghezza variabile da 4 a 30 m (fino ad un massimo del 20% della SAU) (Superficie Agricola Utile), inerbite con essenze erbacee, a volte in consociazione con specie arboree.

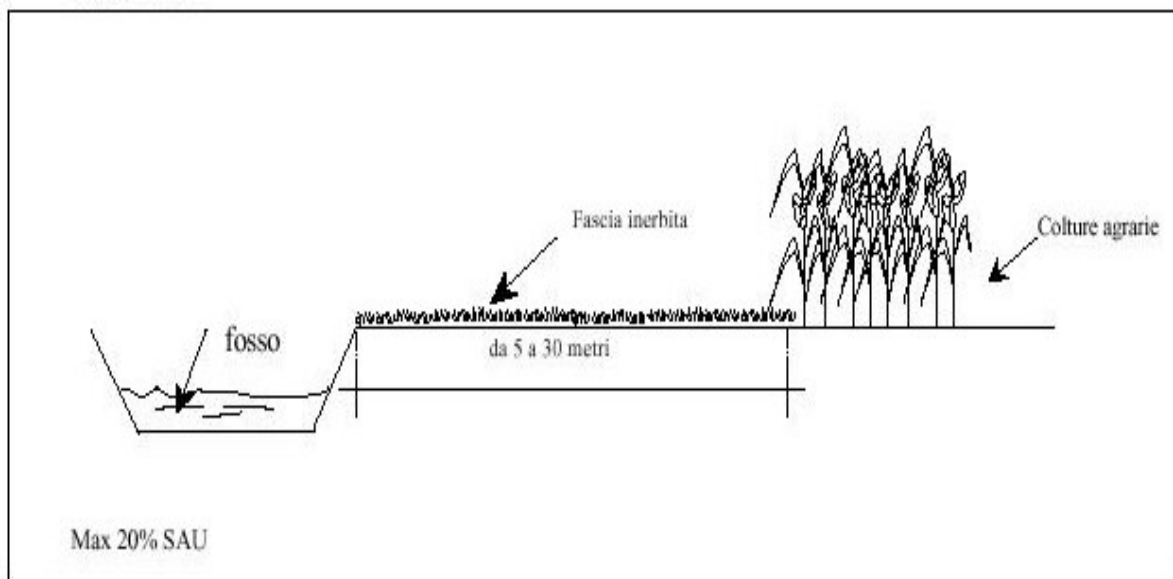


Figura 1 – Rappresentazione schematica di una fascia tampone

L'efficacia depurativa di questi sistemi è stata dimostrata sia nei confronti delle acque di deflusso sottosuperficiale (Groffman *et al.*, 1992; Hill, 1996) sia nei confronti di quelle di deflusso superficiale (Cooper *et al.*, 1987; Parson *et al.*, 1994; Gilliam, 1994; Parson *et al.*, 1995; Daniels & Gilliam, 1996). L'efficacia è sicuramente maggiore sulle ultime, con tassi di abbattimento degli inquinanti variabili dal 50 all'80-90%.

Le fasce tampone portano alla rimozione di sedimenti ed inquinanti dalle acque di ruscellamento in modo complesso, governato da differenti meccanismi tra i quali giocano un ruolo preponderante filtrazione, deposizione, infiltrazione, adsorbimento sul suolo, assorbimento da parte delle piante, decomposizione, volatilizzazione.

La vegetazione a valle di un campo coltivato in pendenza può effettivamente ridurre il ruscellamento ed il picco di velocità dell'acqua soprattutto per l'aumento di infiltrazione dovuta alla

cosiddetta *filter's hydraulic roughness*. La diminuzione del volume di flusso e della velocità si risolvono nella deposizione del sedimento nel filtro come risultato della diminuita capacità di trasporto.

Per i composti (nutrienti, fitofarmaci etc.) legati al sedimento l'efficienza delle fasce tampone è controllata soprattutto dal processo di deposizione (Bolton *et al.*, 1991; Flanagan *et al.*, 1989). Alcuni autori (Barfield *et al.*, 1979; Dillaha *et al.*, 1986) riportano che i filtri hanno alta efficienza nell'intrappolare i sedimenti se il flusso è superficiale ed uniforme e se il filtro non è sommerso. Per i composti solubili il fattore di controllo principale è l'infiltrazione. In molti studi a breve termine si è visto che l'efficienza delle fasce tampone sulla riduzione della concentrazione di nutrienti e fitofarmaci nelle acque di *runoff* era maggiore del 50% per nutrienti e fitofarmaci adsorbiti al sedimento, mentre per nutrienti e fitofarmaci disciolti l'efficienza non c'era quando addirittura non aumentavano le perdite (Dillaha *et al.*, 1989; Magette *et al.*, 1989).

E' stato inoltre visto che la lunghezza dei filtri controlla l'intrappolamento dei sedimenti fino ad un valore massimo oltre il quale non c'è miglioramento della performance dei filtri. Questa lunghezza massima dipende da diversi fattori quali l'area interessata, la topografia e le caratteristiche idrauliche della fascia.

Nel presente lavoro vengono presi in considerazione gli studi effettuati sull'efficacia delle fasce tampone nella riduzione del volume di *runoff*, della quantità di sedimento e della concentrazione dei fitofarmaci e l'importanza dei fenomeni e dei meccanismi coinvolti ai fini di una riduzione preventiva della contaminazione delle acque superficiali da fitofarmaci.

RIDUZIONE DEL VOLUME DI ACQUA DI *RUNOFF* E DEL SEDIMENTO

Come già accennato, la vegetazione a valle di un campo coltivato in pendenza può effettivamente ridurre il ruscellamento ed il picco di velocità dell'acqua soprattutto per l'aumento di infiltrazione che porta ad un più veloce approfondimento dell'acqua e dei soluti in essa disciolti. Kloppel *et al.* (1997) riportano riduzioni nei volumi di acqua di *runoff* nelle parcelle inerbite rispetto alle parcelle test che vanno dal 46 al 92% in dipendenza della lunghezza delle fasce (Tabella 1).

Tabella 1 – Riduzione dell'acqua di *runoff* in fasce tampone di differente lunghezza.

Lunghezza fascia (m)	<i>Runoff</i> test (L)	<i>Runoff</i> fascia (L)	Riduzione <i>runoff</i> (%)
10	1100	92	92
10	3750	1147	69
10	3000	1624	46
20	2250	188	92
15	3500	309	91
20	3500	1013	71

Da Kloppel *et al.* (1997)

La riduzione dei volumi di acqua di *runoff* è stata osservata anche in prove effettuate nell'ambito di una ricerca in collaborazione tra il Centro di Studio sulla Chimica e Biochimica dei Fitofarmaci del CNR di Perugia ed il Centro per il Controllo Biologico delle Piante Infestanti del CNR di Padova. Tale ricerca, volta alla valutazione dell'effetto di fasce tampone su ruscellamento di fitofarmaci si è svolta per un periodo di due anni e la sperimentazione prevedeva la successione sullo stesso appezzamento di mais (metolachlor, terbutilazina), frumento (isoproturon, pendimetalin) e soia (metolachlor, bentazone).

La ricerca è ancora in corso ma i primi risultati sono già stati elaborati ed i risultati sulla riduzione dei volumi di acqua di *runoff* sono riportati in Tabella 2 per mais e frumento.

Tabella 2 – Riduzione di acqua di runoff in fasce tampone di 6 metri

Coltura	Volume test (L)	Volume fasce (L)	Riduzione <i>runoff</i> (%)
MAIS			
<i>Runoff 1</i>	384.6	275.6	28.3
<i>Runoff 2</i>	785.7	119.4	84.8
<i>Runoff 3</i>	43.1	3.9	91.0
FRUMENTO			
<i>Runoff 1</i>	9.4	3.5	62.8
<i>Runoff 2</i>	154.2	4.2	97.2
<i>Runoff 3</i>	127.5	1.7	98.6

Come si può vedere la riduzione di acqua di *runoff* nelle fasce tampone varia dal 28.3 al 98.6%. Tale riduzione comporta come conseguenza anche la riduzione del sedimento presente nelle acque di *runoff* delle fasce tampone, sedimento che sostanzialmente viene trattenuto nelle zone inerbite per via meccanica (deposizione). Nella Tabella 3 vengono riportati i dati di riduzione dei sedimenti in fasce tampone per lo stesso appezzamento ma in date differenti da quelle di Tabella 2

Tabella 3 – Riduzione della quantità di sedimento nelle acque di *runoff* da fasce tampone di 6 metri

Data	Sedimenti test (g L ⁻¹)	Sedimenti fasce (g L ⁻¹)	Riduzione (%)
16/06/99	3.5	0.71	80.0
12/07/99	7.3	0.14	98.1
06/09/99	1.0	0.0	100
21/09/99	1.94	0.06	97.2
05/10/99	1.47	0.0	100
22/10/99	0.34	0.06	82.1
08/11/99	0.39	0.14	64.1
05/09/00	1.95	0.09	95.1
08/09/00	2.73	0.14	94.7
09/01/01	3.23	0.11	96.6
23/07/01	4.7	0.16	96.6

Come si può vedere, la riduzione dei sedimenti nelle acque di *runoff* è notevole nella maggioranza dei casi e questo si risolve nella riduzione della concentrazione di fitofarmaci adsorbiti sui sedimenti soprattutto in occasione di eventi di *runoff* che provocano erosione.

RIDUZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DEI FITOFARMACI

Come già detto, la riduzione della concentrazione dei fitofarmaci nelle acque di *runoff* da fasce tampone si verifica in seguito all'azione concomitante di differenti fenomeni e meccanismi. I meccanismi di trattenimento dei fitofarmaci sono di natura fisica, chimica e chimico-fisica e la loro entità è legata, a parità di altre condizioni, alle caratteristiche chimico-fisiche e chemio-dinamiche dei fitofarmaci. I fitofarmaci classificati come debolmente o moderatamente adsorbiti sui componenti colloidali del suolo sono per lo più trasportati in soluzione nell'acqua di *runoff* e le concentrazioni sono elevate quando gli eventi piovosi avvengono immediatamente dopo il trattamento (Webster & Shaw, 1996).

Le fasce tampone, d'altronde, facendo variare le caratteristiche idrauliche del flusso, possono aumentare l'opportunità di infiltrazione nei larghi pori ed il flusso preferenziale che si può verificare in queste condizioni può causare il rapido trasporto degli erbicidi negli strati profondi del suolo (Delphin *et al.*, 2001).

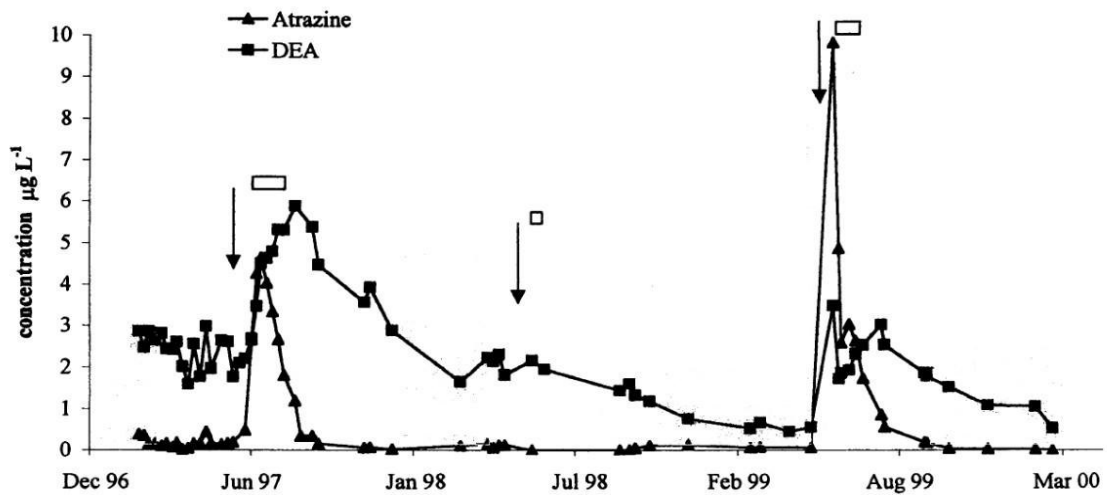


Figura 2 - Variazione della concentrazione di atrazina e deetilatraxina DEA nella soluzione circolante a 60 cm sotto le buffer strips. (le frecce indicano le applicazioni di atrazina, i rettangoli il periodo del primo *runoff* e il quadrato il periodo di drenaggio)
Da Delphin *et al* (2001)

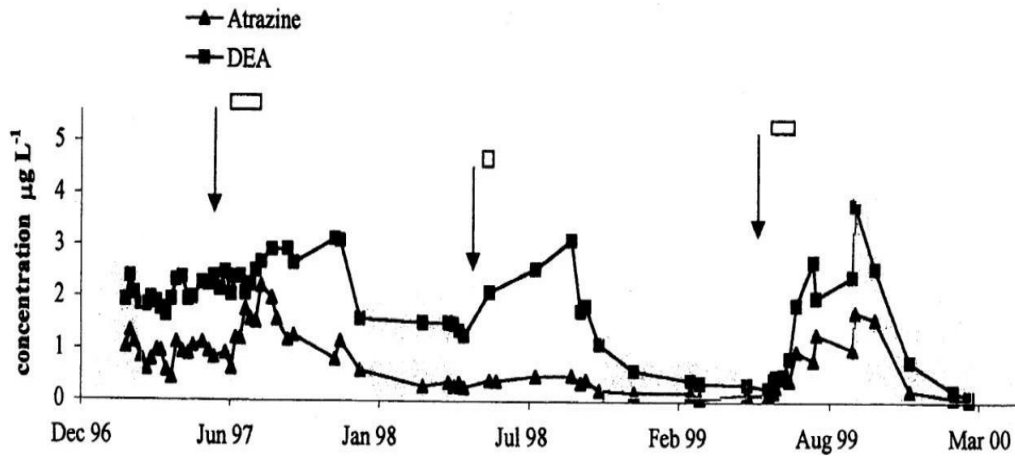


Figura 3 -Variazione della concentrazione di atrazina e DEA nella soluzione circolante a 120 cm sotto le *buffer strips*. (le frecce indicano le applicazioni di atrazina, i rettangoli il periodo del primo *runoff* e il quadrato il periodo di drenaggio.
Da Delphin *et al.* (2001)

Le Figure 2 e 3 mostrano come la concentrazione di atrazina e deetilatraxina a 60 e 120 cm di profondità sotto le fasce tampone presenti dei picchi in corrispondenza degli eventi di *runoff*, soprattutto quando questi avvengono in prossimità del trattamento.

D'altro canto lo strato superficiale del suolo inerbito ha un elevato contenuto in sostanza organica ed in biomassa microbica attiva e di conseguenza si può verificare un incremento dell'adsorbimento e della biodegradazione degli erbicidi (Benoit *et al.*, 1999).

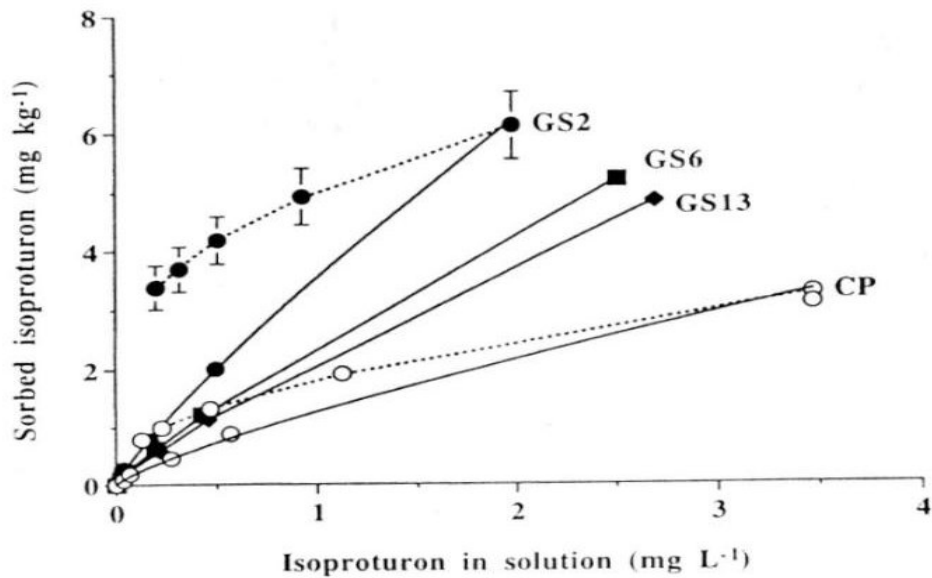


Figura 4 - Isotherme di adsorbimento e desorbimento dell'isoproturon in un suolo coltivato (CP) e in una buffer strip inerbita (GS) a 2, 6 e 13 cm di profondità. Le isotherme di desorbimento sono mostrate solo per CP e per lo strato superficiale (0-2 cm) della *buffer strip* inerbita (GS2). (Da Benoit *et al.* (1999))

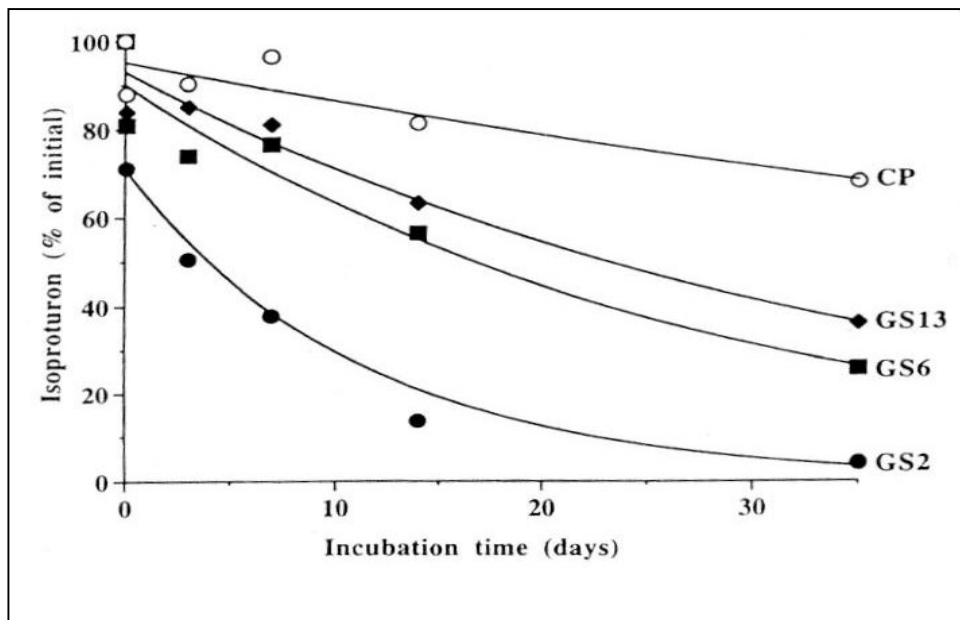


Figura 5 - Cinetiche di degradazione dell'isoproturon in un suolo coltivato (CP) e in diversi strati di *buffer strips*: da 0 a 2 cm di profondità (GS2), da 2 a 6 cm (GS6) e da 6 a 13 cm (GS13). (Da Benoit *et al.* (1999))

Dall'esame della Figura 4 si nota come l'adosbimento dell'isoproturon aumenti nel terreno prelevato nello strato superficiale a 2 e 6 cm, rispetto a quello prelevato a 13 cm ed ancora di più rispetto a quello non inerbito. Ciò evidentemente avviene grazie al maggior contenuto di sostanza organica dello strato superficiale inerbito. La degradazione (Figura 5) risulta più veloce nel terreno inerbito rispetto a quello coltivato e lo strato superficiale del terreno inerbito permette una degradazione più veloce rispetto a quelli sottosuperficiali a 6 e 13 cm di profondità. Questo comportamento è da attribuirsi alla maggiore carica microbica presente nel terreno inerbito rispetto a quello coltivato e, per il terreno inerbito, alla maggiore carica microbica presente nello strato superficiale rispetto a quelli a 6 e 13 cm di profondità.

In generale la riduzione della quantità dei fitofarmaci è causata sia dalla riduzione del volume di acqua di *runoff*, grazie all'aumento dell'infiltrazione, sia dalla diminuzione della concentrazione dei fitofarmaci nell'acqua di *runoff* dovuta al trattenimento da parte della *buffer strip* (deposizione, adsorbimento, decomposizione ecc.). E' evidente comunque che tutti i fattori che, direttamente o indirettamente, influenzano i fenomeni descritti, a loro volta influenzano l'efficienza delle fasce tampone. Tra questi la lunghezza della fascia, l'intensità di pioggia e la concentrazione iniziale del fitofarmaco giocano un ruolo preponderante. I tre fattori sono stati presi in esame in un esperimento condotto da Kloppel *et al* (1997) con tre fitofarmaci ed i risultati sono riassunti in Tabella 4.

Tabella 4 – Percentuale (rispetto all'applicato) di fitofarmaci trattenuti in fasce tampone di differente lunghezza

Pioggia simulata (L h ⁻¹)	Conc. Iniziale fitofarmaco (µg L ⁻¹)	Lunghezza fascia (m)	Terbutilazina (%)	Isoproturon (%)	Dichlorprop-p (%)
400	50	10	96	95	95
1500	50	10	78	71	72
400	200	10	70	70	61
1500	200	10	76	78	69
Medie			80 ± 11	79 ± 12	74 ± 15
1500	200	20	98	98	98
2000	200	15	96	95	94
2000	200	20	90	89	85
Medie			95 ± 4	94 ± 5	92 ± 7

Da Kloppel *et al.* (1997)

In questo esperimento le fasce tampone di 10 m hanno rimosso in media l'80% di terbutilazina, il 79% di isoproturon ed il 95% di dichlorprop-p, mentre quelle di 15 e 20 m hanno rimosso percentuali più elevate grazie ovviamente alla maggiore capacità di ritenzione meccanica ed alla riduzione del volume e del flusso dell'acqua di *runoff*. Per le fasce di uguale lunghezza, si può notare che la rimozione è maggiore per quelle nelle quali il flusso dell'acqua era minore e la stessa cosa dicasi per la concentrazione iniziale.

Una certa influenza sull'efficienza delle fasce tampone viene esercitata anche dalla specie vegetale che costituisce la fascia. Le specie scelte e la densità di semina dovrebbero essere appropriate per il suolo ed il clima del sito. In alcuni casi vengono richiesti trattamenti particolari quali concimazione e pacciamatura e piante erbacee con un lungo periodo di crescita, elevata resistenza all'umidità e apparati radicali abbastanza estesi. Per il trattenimento dei nutrienti necessitano piante ad alta richiesta di azoto come mais ed erba medica. La Tabella 5 riporta le percentuali di riduzione della concentrazione di due fitofarmaci nell'acqua di *runoff*, per fasce tampone costituite da differenti specie vegetali ed ad epoche differenti dal trattamento.

Tabella 5 – Effetto di fasce tampone di specie vegetali differenti sulla riduzione della concentrazione di fluometuron e norflurazon nell'acqua di *runoff*

	fluometuron			norflurazon		
	iniziale	14 GDT	28 GDT	iniziale	14 GDT	28 GDT
	% riduzione					
Test	100	100	100	100	100	100
<i>Andropogon gerardii</i>	52.7	60.2	80.0	46.4	49.1	78.3
<i>Tripsacum dactyloides</i>	91.0	69.4	73.3	85.2	71.9	71.3
<i>Panicum virgatum</i>	60.5	52.0	-0.2	58.9	5.2	56.5
<i>Festuca arundinacea</i>	81.2	26.5	33.3	74.2	1.4	34.8

Da Rankins *et al.* (2001)

GDT = giorni dal trattamento

Come si può notare la riduzione della concentrazione immediatamente dopo il trattamento varia dal 52,7% al 91,0% per il fluometuron e dal 46,4 al 85,2% per il norflurazon in dipendenza della specie vegetale che costituisce la fascia tampone. Percentuali simili di riduzione si riscontrano anche per i giorni successivi al trattamento pur con qualche eccezione. Comunque dalla Tabella non si evince con chiarezza la maggiore efficienza di una specie vegetale rispetto alle altre e quindi si può considerare che la scelta della specie vegetale andrebbe fatta soprattutto in funzione delle sue caratteristiche eco-ambientali e delle caratteristiche pedoclimatiche dei siti studiati.

Alcune considerazioni finali vanno fatte sull'opportunità di adottare fasce tampone nelle zone ad alta vocazione agricola per ridurre la contaminazione delle acque superficiali. Prima fra tutte quella economica e cioè la riduzione della produzione dovuta alla riduzione della superficie utile è compensata in qualche modo dal vantaggio socio-economico dovuto alla riduzione della contaminazione delle acque? Ciò è difficile da stabilire ma in ogni caso, prima di intraprendere qualsiasi decisione bisognerà effettuare delle valutazioni a monte per vedere se vale veramente la pena adottare le fasce tampone in una determinata zona. Si potrebbero effettuare degli esperimenti *ad hoc* su piccola scala e trasferire i risultati su scala maggiore oppure si potrebbero effettuare simulazioni con modelli matematici sviluppati per simulare i fenomeni di *runoff* ed anche l'effetto delle fasce tampone e poi validare questi modelli con dati sperimentali ricavati all'uopo.

Un possibile schema complessivo di valutazione della contaminazione delle acque superficiali e dell'efficienza delle fasce tampone potrebbe essere il seguente:

- A Valutazione dei livelli di contaminazione delle acque superficiali della zona agricola considerata per fotografare la situazione attuale attraverso un sistema di monitoraggio;
- B Simulazione con modelli di *runoff* del potenziale rischio di contaminazione della zona considerata;
- C Simulazione con modelli sull'efficienza delle *buffer strips* del livello di abbattimento dovuto all'uso di queste ultime
- D prove sperimentali su piccola scala per la validazione delle simulazioni effettuate
- E Valutazione delle implicazioni socio-economiche
- F Fase operativa

BIBLIOGRAFIA

- Barfield, B. J., Tollner, E. W., Hayes, J. C., 1979, "Filtration of sediment by simulated vegetation, I. Steady-state flow with homogeneous sediment", *Transactions of the ASAE*, 22(3), 540-545.
- Benoit, P., Barriuso, E., Vidon, P., Réal B., 1999, "Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip", *J. Environ. Qual.*, 28, 121–129.
- Bolton, S.M., Ward, T.J., Cole, R.A., 1991, "Sediment-related transport of nutrients from southwestern watersheds", *J. Irr. Drain. Eng. ASCE*, 117 (5),736-747
- Cooper, J.R., Gilljam, J.W., Daniels, R, B, and Robarge, W,P, 1987, "Riparian areas as filter for agricultural sediment", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51, 416-420,
- Daniels, R.B. and Gilliam, J.W., 1996, "Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 246-251,
- Delphin, J.E. e Chapot, J.Y., 2001, "Leaching of atrazine and deethylatrazine under a vegetative filter strip", *Agronomie*, 21, 461-470
- Dillaha, T.A., Sherrard, J.H., Lee, D., 1986, "Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips", Bull. 153, Virginia Water Resources Research Center, Virginia, Polytechnic institute and State university, Blacksburg, 39 pp.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B.,Mostaghimi, S.,Lee, D., 1989, "Vegetative filter strips for agricultural nonpointe source ppollution control", *Transactions of ASAE*, 32 (2), 491-496
- Flanagan, D.C., Foster, G.R., Neibling, W.H., Hurt, J,P., 1989, "Simplified equations for filter strip design", *Transactions of ASAE*, 32 (6), 2001-2007
- Gilliam, J.W., 1994, "Riparian wetlands and water quality", *J. Environ. Qual.*, 23, 896-900,
- Groffman, P.M., Axelrod, E,A., Lemunyon, J,L, and Sullivan, W,M., 1992, "Denitrificazion in grass and forest vegetated filter strips", *J. Environ. Qual.*,20, 671-674,
- Hill, A.R., 1996, "Nitrate removal in stream riparian zones", *J. Environ. Qual.*, 25, 743-755,
- Kloppel, H., Kordel, W. and Stein, B., 1997, Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip – Rainfall and runoff simulation studies-“, *Chemosphere*, 35, 129-141
- Magette, W.L., Brinsfield, R.B., Palmer, R.E. Wood, J.D., 1989, "Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips", *Transactions of ASAE*, 32 (2), 663-667
- Parson, J.E., Gilliam J,W., Munoz-Carpena, R., Daniels, R.B., and Dillaha, T.A., 1994, "Nutrients and sediment removal by grass and and riparian buffer", Second environmentally Sound Agriculture Conference, Porlando, Florida, April 22-24,
- Parson, J.E., Gilliam J.W., Daniels, R.B., Dillaha, T.A. and Munoz-Carpena, R., 1995, "Sediment and nutrients removal with vegetated and riparian buffer", *Proc, Clean Water – Clean environment – 21st Century Conference*, Volume II: Nutrients, Mars 5-8, Kansans City, Missouri, 155-158,
- Rankins, A., Shaw, D.R. Jr., Boyette., M., 2001, "Perennial grass filter strips for reducing herbicide losses in runoff", *Weed Science*, 49, 647-651
- Webster, E.P., Shaw, D.R., 1996, "Impact of vegetative filter strips on herbicide loss in runoff from soybean (*Glycine max*)", *Weed Sci.*, 44, 662–671.