

## Efficacia dello Standard di condizionalità 5.2 “fasce tampone” nella protezione delle acque dall'inquinamento di forme azotate disciolte

Bruna Gumiero,<sup>1</sup> Bruno Boz,<sup>2</sup> Alessandra Lagomarsino,<sup>3</sup> Paolo Bazzoffi,<sup>3</sup> Rosario Napoli,<sup>4</sup> Francesco Montemurro,<sup>5</sup> Lamberto Borrelli,<sup>6</sup> Rosa Francaviglia,<sup>4</sup> Silvia Carnevale,<sup>3</sup> Andrea Rocchini,<sup>3</sup> Alessandro Elio Agnelli,<sup>3</sup> Angelo Fiore,<sup>5</sup> Giovanni Cabassi,<sup>6</sup> Bruno Pennelli,<sup>4</sup> Giorgio Moretti,<sup>3</sup> Andrea Gasparini,<sup>6</sup> Giuseppina Pipitone,<sup>7</sup> Luigi Sansone<sup>7</sup>

<sup>1</sup>*Dipartimento di Scienze Biologiche Geologiche ed Ambientali BiGeA, Università di Bologna*

<sup>2</sup>*Biologo libero professionista, Belluno*

<sup>3</sup>*CREA-ABP, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia, Firenze*

<sup>4</sup>*CREA-RPS, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per lo studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo, Roma, Italia*

<sup>5</sup>*CREA-SSC, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Unità di Ricerca per i Sistemi Colturali degli Ambienti Caldo-Aridi, Metaponto (MT)*

<sup>6</sup>*CREA-FLC, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per le Produzioni Foraggere e Lattiero Casearie, Lodi*

<sup>7</sup>*CREA-VIT, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per la Viticoltura, Conegliano (TV), Italia*

Autore corrispondente: Bruna Gumiero  
E-mail: bruna.gumiero@unibo.it

Parole chiave: Condizionalità; sviluppo rurale; Standard 5.2; fasce tampone; competitività.

Lavoro svolto nell'ambito del Progetto MO.NA.CO. (Rete di monitoraggio nazionale dell'efficacia ambientale della condizionalità e del differenziale di competitività da essa indotto a carico delle imprese agricole) finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (MiPAAF) nell'ambito del Programma Rete Rurale Nazionale nel contesto dell'Azione 1.2.2 "Laboratori interregionali per lo sviluppo" del Programma Operativo denominato "Rete Rurale Nazionale 2007 - 2013 Coord. Paolo Bazzoffi".

Contributi; Bruna Gumiero: responsabile scientifico WP14 "Fasce Tampone". Progettazione dei dispositivi sperimentali sulle parcelle e sui bacini di monitoraggio, stesura del testo, impostazione metodologica del monitoraggio, elaborazione dati analitici, messa a punto degli indicatori per l'efficienza delle FT, rilievi in campo (Azienda Diana di Veneto Agricoltura e Az. Fagna CRA-ABP) e contributo nella determinazione del valore reale del differenziale di competitività. Bruno Boz: progettazione dei dispositivi sperimentali sulle parcelle e sui bacini di monitoraggio, stesura del testo, impostazione metodologica del monitoraggio, elaborazione dati analitici, calcolo dei bilanci di massa, messa a punto degli indicatori per l'efficienza delle FT, rilievi in campo (Azienda Diana di Veneto Agricoltura) e contributo nella determinazione del valore reale del differenziale di competitività. Paolo Bazzoffi: coordinatore del progetto MO.NA.CO., e delle attività U.O. CREAB-PA, rilievi GPS, elaborazioni GIS. Silvia Carnevale: rilievi in campo e in laboratorio, contributo ai rilievi in campo del differenziale competitività (Azienda Fagna). Alessandra Lagomarsino: responsabile laboratorio analisi chimiche delle acque e dei suoli contributo alla messa a punto delle metodiche analitiche (Azienda Fagna). Alessandro Elio Agnelli: analisi chimiche delle acque e dei suoli (Azienda Fagna). Andrea Rocchini: analisi fisiche dei suoli, rilievi in campo (Azienda Fagna). Rosario Napoli: inquadramento pedologico e geologico dei siti di monitoraggio. Progettazione dei dispositivi sperimentali sulle parcelle e sui bacini di monitoraggio (Azienda Tor Mancina), rilievi differenziale competitività (Azienda Tor Mancina), messa a punto degli indicatori per l'efficienza delle FT. Rosa Francaviglia: coordinatore attività U.O. CREA-RPS. Bruno Pennelli: rilievi di campo per le analisi fisico-idrologiche e campionamento di suoli ed acque (Azienda Tor Mancina). Lamberto Borrelli: coordinatore attività U.O. CREA-FLC Lodi. Giovanni Cabassi: collaborazione all'allestimento e alla conduzione del monitoraggio sulle fasce tampone e sui bacini di monitoraggio, rilievi di campo, rilievi differenziale competitività (Azienda Baroncina-Lodi). Francesco Montemurro: coordinatore attività U.O. CREA-SSC Metaponto. Angelo Fiore: collaborazione all'allestimento e alla conduzione del monitoraggio sulle fasce tampone e sui bacini di monitoraggio, rilievi di campo per le analisi fisico-idrologiche (Azienda Metaponto). Giorgio Moretti: rilievi in campo e assistenza all'installazione degli strumenti di campo (Azienda Fagna).

Ringraziamenti: Dott.ssa Maria Carmen Beltrano dell'Unità di Ricerca per la Climatologia e la Meteorologia applicate all'Agricoltura di Roma (CREA-CMA) per avere reso disponibili i dati orari di temperatura e precipitazione rilevati presso la stazione della Rete Agrometeorologica Nazionale di Monterotondo.

©Copyright B. Gumiero et al., 2015  
Licenziatario PAGEPress, Italy  
Italian Journal of Agronomy 2015; 10(s1):772  
doi:10.4081/ija.2015.772

Questo articolo è distribuito secondo i termini della licenza Noncommercial Creative Commons Attribution (by-nc 3.0) che permette qualsiasi uso non commerciale, la distribuzione e la riproduzione con qualsiasi mezzo, a condizione che l'autore (autori) originale(i) e la fonte siano accreditati.

## Riassunto

Sette fasce tampone, realizzate secondo le indicazioni tecniche contenute nello Standard di condizionalità 5.2, in diversi ambiti e contesti climatici, sono state monitorate per un periodo biennale, al fine di quantificare la loro efficienza nella rimozione di azoto inorganico disciolto. Tale azoto è costituito per lo più da molecole di azoto nitrico che vengono veicolate principalmente tramite deflussi sub-superficiali da zone soggette a diverse pratiche colturali verso i corpi idrici superficiali adiacenti. Ad eccezione di due casi: i siti di Lodi e Metaponto, in tutti i sistemi monitorati è stata confermata la presenza di deflussi trasversali ai sistemi tampone, permanenti o temporanei, in grado di veicolare inquinanti e con portate variabili fra 919 e 8.590 m<sup>3</sup>/anno per 100 m lineari di FT. Le differenze di portata sono imputabili principalmente alla diversa superficie dei bacini agricoli afferenti ai sistemi tampone, che nei casi analizzati occupano superfici variabili fra il 3,6 ed il 33,3% del bacino agricolo. Sulla base dei bilanci di massa è emerso che dai campi coltivati giungono ai sistemi tampone percentuali variabili fra il 1,6 ed il 29,4% dell'azoto inorganico applicato. Ad eccezione dei sistemi in cui i maggiori deflussi o non hanno alcuna interazione con la rizosfera (deflussi profondi) oppure non attraversano la fascia tampone, in tutti gli altri siti si registra un effetto di riduzione dell'azoto fra entrata ed uscita, con percentuali variabili fra il 33 ed il 62 %. Percentuali di abbattimento non elevate sono giustificate dallo scarso grado di maturazione dei siti monitorati, in molti casi recentemente convertiti a fascia tampone. Ancora una volta si conferma l'estrema eterogeneità delle risposte di questi sistemi ed il ruolo prioritario delle forzanti idrologiche nel determinarne l'efficacia.

## Introduzione

L'inquinamento di origine puntiforme ha subito una forte contrazione negli ultimi decenni grazie ai sempre più numerosi ed efficienti impianti di depurazione, mentre non si può dire lo stesso per l'inquinamento di origine diffusa. L'importanza dell'inquinamento diffuso è stata riconosciuta quando, a partire dagli anni 80, lo sviluppo di impianti di depurazione non ha determinato l'atteso miglioramento della qualità delle acque (Campbell *et al.*, 2004). L'inquinamento diffuso è quasi sempre intermittente, essendo legato principalmente alle attività agricole e ad eventi meteorologici intensi; come conseguenza la sua gestione e controllo presentano notevoli difficoltà, prima fra tutte quella di pianificare un monitoraggio efficiente. Inoltre, le molecole inquinanti subiscono trasformazioni complesse mentre vengono trasportate attraverso l'aria, il suolo e l'acqua all'interno del bacino imbrifero (Dhondt *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2012; Cheng *et al.*, 2013).

In un bacino imbrifero, le fonti principali di nitrati sono: i) i processi microbici di mineralizzazione e nitrificazione della materia organica dei suoli; ii) l'ossidazione della materia organica legata alle attività antropiche: agricole (letame) o urbane (rifiuti domestici); iii) i concimi chimici di origine industriale. In un territorio a principale vocazione agricola l'inquinamento diffuso è composto in maggior misura da pesticidi e nutrienti, in particolare fosforo e azoto nitrico. L'uso di quantità elevate di fertilizzanti inorganici e organici al fine di massimizzare la produttività agricola causano spesso un eccesso di queste molecole che si può accumulare nei suoli e negli ambienti acquatici (Sebilo *et al.*, 2013). L'azoto immagazzinato nel suolo viene movimentato dalla lavorazione del terreno e dai processi di erosione delle acque sui suoli. L'azoto inoltre può finire in atmosfera attraverso la volatilizzazione di NH<sub>3</sub> e la generazione microbica di N<sub>2</sub>O (gas a effetto serra) (Carpenter *et al.*, 1998; De Simone *et al.*, 2010; Audet *et al.*, 2014). Nonostante i crescenti sforzi a livello nazionale ed europeo (direttiva

91/976/CEE sui nitrati, attualmente inclusa nella direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE) per ridurre le sorgenti di nitrati da agricoltura intensiva, l'azoto è ancora uno dei principali contaminanti delle risorse superficiali e sotterranee di acqua dolce (<http://isonitrate.brgm.fr>). L'eccesso di nutrienti in ecosistemi acquatici chiusi quali: laghi, lagune mari confinati etc. può avere conseguenze molto impattanti sull'intero ecosistema rendendolo eutrofico (Boesch *et al.*, 2002; Khan e Ansari, 2005; Ansari *et al.*, 2010; Gren e Destouni, 2011). Inoltre l'azoto nitrico a causa della sua elevata solubilità in acqua tende ad accumularsi nelle acque di falda, spesso utilizzate a scopo potabile, creando di conseguenza problemi per la salute umana (Carpenter *et al.*, 1998; Weyer *et al.*, 2001).

Per ridurre l'intensificazione dell'inquinamento diffuso si può agire principalmente con due strategie: a) ridurre l'utilizzo di fertilizzanti mediante una gestione più sostenibile e attenta delle attività agricole e/o b) facilitando i processi naturali di fitodepurazione delle acque che risultano particolarmente efficienti nelle fasce tampone (*Buffer strip*) e nelle zone umide (*Wetland*) come hanno dimostrato numerosi studi (Clement 2002; Coops and van Geest, 2007; Billy *et al.*, 2013; Gumiero *et al.*, 2011, 2013; Hefting *et al.*, 2013). In tutta la legislazione europea viene messa in risalto la necessità di integrare le politiche di gestione ambientale delle acque con la gestione delle attività produttive, in particolare dell'agricoltura, al fine di raggiungere l'obiettivo di uno sviluppo sostenibile. La direttiva 2000/60/CE introduce il principio che *"L'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale."* Essa impone agli Stati membri *"di raggiungere un buono stato delle acque superficiali e sotterranee"* entro il 2015-21 e per fare questo gli Stati membri devono elaborare i piani di gestione dei bacini idrografici (RBMP) e i programmi di misure. Gli Stati membri possono attuare questa politica, utilizzando parte dei fondi di altre politiche settoriali, come ad esempio quelle previste dalla Politica Agricola Comune (PAC). Poiché in Europa circa il 50% della superficie totale è destinato all'uso agricolo, questo comparto svolge un ruolo cruciale nella gestione sostenibile delle risorse idriche, sia in termini di qualità che di quantità. È per questo motivo che il Consiglio UE ha chiesto a più riprese di inserire la tutela della risorsa idrica nella PAC (COM (2012) 673 del 14 novembre 2012, *"Blueprint per salvaguardare le risorse idriche europee"*).

Per realizzare gli obiettivi della politica dell'UE in materia di acqua la PAC si avvale principalmente di due strumenti: la Condizionalità e i Piani di Sviluppo Rurale (PSR). Questi strumenti aiutano a promuovere l'agricoltura sostenibile, incoraggiano le buone pratiche agricole e promuovono i servizi per l'ambiente. Negli Standard della Condizionalità ci sono diversi obblighi che direttamente influenzano la qualità e la quantità dell'acqua, tra i quali lo Standard GAEC 5.2 che riporta l'obbligo di introdurre fasce tampone lungo i corsi d'acqua al fine di proteggere le acque superficiali dall'inquinamento e dal runoff prodotto dalle attività agricole. Questa richiesta introdotta nel 2009 è stata attuata a partire dal 1 gennaio 2012. Con il termine Fascia Tampone si intende una fascia di territorio, tra il campo agricolo e il corso idrico, ricoperta da vegetazione, indifferentemente erbacea, arbustiva o arborea, spontanea o meno, ampia almeno 5 metri dai quali devono essere escluse le superfici occupate da strade. L'ampiezza della fascia imberbita potrà variare in funzione degli stati ecologico e/o chimico associati ai corpi idrici superficiali monitorati, individuando una serie di specifiche classi di stato indicate dalla direttiva 2000/60. Tra i corpi idrici sono da escludere: le scoline e fossi collettori, le strutture idrauliche artificiali prive di acqua propria e destinate alla raccolta e al convogliamento di acque meteoriche, gli adduttori d'acqua per l'irrigazione e i corpi idrici pensili e arginati. Gli obblighi dello Standard 5.2 relativamente alle fasce tampone sono: il divieto di fertilizzazione azotata, chimica o organica; il divieto di lavorazione del terreno, eccetto le lavorazioni utili al mantenimento della fascia stessa. Questi impegni devono essere osservati in tutte le aree agricole ad eccezione di quelle

a pascolo permanente o occupate da oliveti. Nel resto d'Europa gli impegni dello Standard 5.2 sono praticamente gli stessi per tutti i paesi membri. Quello che cambia maggiormente è l'ampiezza della fascia tampone o zona di rispetto che, escluse alcune eccezioni, può variare da un minimo di 2 metri ad un massimo di 10 metri. È importante sottolineare che il rispetto dei 10 metri fa solitamente riferimento al solo divieto di concimazione organica.

Il presente articolo illustra i risultati di un monitoraggio finalizzato a valutare l'efficienza, nella rimozione di azoto diffuso, di diverse fasce tampone, realizzate secondo i criteri dello Standard 5.2, evidenziando i principali fattori che ne favoriscono/limitano l'efficienza.

## Materiali e metodi

### Descrizione parcelle/siti

Per lo svolgimento delle attività sperimentali relative allo Standard "fasce tampone" sono stati considerati 7 siti sperimentali, distribuiti in diverse Regioni italiane, secondo la descrizione sintetica riportata in Tabella 1. In tutti i siti considerati le operazioni di manutenzione della fascia tampone si limitano a 1-2 sfalci annuali della fascia erbacea e piccoli interventi (se necessari) di manutenzione dei sistemi arboreo arbustivi, per lo più relativi a potature laterali per permettere il passaggio di mezzi o alla rimozione di eventuali rami o tronchi caduti e di intralcio. Conformemente a quanto previsto dallo Standard di condizionalità 5.2 (D.M. 27417) in nessun caso sono state effettuate operazioni di distribuzione di fertilizzanti o altri prodotti fito-sanitari nelle fasce tampone. Per quanto concerne il bacino agricolo afferente, in tutti i siti ad esclusione di DIANA-FT2 (semina su sodo) sono state effettuate le consuete operazioni di aratura (fino a 30-40 cm da piano campagna) ed erpicatura. Nel solo sito CAMP7- (Metaponto) erano previste operazioni di irrigazione (a pioggia) se necessario. Per quanto riguarda la struttura delle fasce tampone si osserva (Tabella 1) che, ad eccezione del sito TORMA di Roma con un'ampiezza totale di 8,5 m, in tutti gli altri sistemi l'ampiezza è pari a 5 m. I siti sono ben distribuiti in termini di contesto territoriale (collinare e di pianura) e di tipologia vegetazionale (3 fasce erbacee e 4 fasce miste erbaceo e arboreo/arbustivo). Da osservare come il rapporto fra la superficie occupata dalla fascia

tampone e la superficie del bacino agricolo afferente variano sensibilmente con un minimo di 3,6 % nel sito FAGNA-FT2 ed un massimo del 33,3% nel sito DIANA-FT1. La superficie del bacino afferente non è stata definita nei due siti di Lodi e Metaponto, avendo verificato l'assenza di un deflusso sub-superficiale di acque dirette dal campo agricolo verso la fascia tampone.

### Schema di monitoraggio

Gli schemi di monitoraggio sono stati progettati in coerenza con quanto richiesto dallo Standard 5.2 - fasce tampone nel D. M. 27417 che riportiamo in Figura 1.

In particolare, nella definizione dei punti di monitoraggio, sono state adottate le seguenti definizioni:

- Controfattuale: trattasi della zona di interfaccia fra la zona denominata "margine della coltura" e "margine del campo", ove è stato monitorato il flusso di inquinanti diretti dalla coltura verso l'ingresso della fascia tampone. Rappresenta di fatto la non applicazione dello Standard.
- Fattuale: rappresenta la zona posta dopo una porzione o l'intera fascia tampone e fornisce quindi informazioni sugli effetti dell'applicazione dello Standard. Poiché sono possibili diverse tipologie di fasce tampone, la zona fattuale viene ulteriormente specificata secondo le seguenti definizioni:

Fattuale I: fascia tampone solo erbacea di almeno 5 metri di ampiezza;  
Fattuale II: una fascia tampone erbacea di almeno 3 metri posta tra il margine della coltura e l'inizio della fascia arborea, in una fascia tampone data dalla combinazione di entrambe.

Fattuale III: punto di uscita di una fascia tampone composta da fascia erbacea di almeno 3 metri + fascia arborea di almeno 2 metri.

Alla luce di queste definizioni in Figura 1 vengono rappresentati gli schemi di monitoraggio dei sette siti sperimentali. In coerenza con queste definizioni e in funzione della necessità di monitorare sia i parametri idrologici che quelli chimico-fisici, ciascun sito sperimentale è stato allestito seguendo uno schema sperimentale riconducibile a quello esemplificativo riportato in Figura 2. Se pure per ciascun sito sia stato necessario effettuare adattamenti specifici, gli strumenti installati comuni a tutti i siti sono:

- una rete piezometrica, generalmente costituita da una griglia 3x3, con 3 piezometri (repliche) posti perpendicolarmente alla linea

Tabella 1. Principali caratteristiche dei siti sperimentali.

Sito sperimentale	FAGNA-FT1 CREA-ABP (Firenze)	FAGNA-FT2 CREA-ABP (Firenze)	BARONCINA CREA-FLC (Lodi)	DIANA-FT1 VENETO AGRIC.	DIANA-FT2 VENETO AGRIC.	TORMA- CREA-RPS (Roma)	CAMP7- CREA-SSC (Metaponto)
Coordinate geografiche	43°58' 49.90 N 12°18' 43.00 E	43°58' 57.30 N 11°20' 36.75 E	45°17' 24.24 N 9°29' 55.76 E	45°34' 27.88 N 12°19' 01.87 E	45°34' 47.65 N 12°18' 40.65 E	42° 05' 31.19"N 12° 38' 05.46"E	40°22' 12.78 N 16°48' 33.13 E
Ambito	Collinare	Collinare	Pianura	Pianura	Pianura	Collinare	Pianura
Topografia							
Pendenza° (%)	4,4/9,2	6,5/1,7	0,2/0,7	4,3/4,5	3,9/4,3	7,4/-2,3	0,52/0,63
Coltura	Frumento	Girasole/mais	Mais	Mais	Loiessa/mais	Frumento	Orticole
Tipologia corso d'acqua	Piccolo corso d'acqua naturale	Corso d'acqua naturale	Fosso irriguo	Scolina	Scolina	Fosso collettore	Fosso collettore
Tipologia FT	Erbacea + arborea/arbustiva	Erbacea	Erbacea + arborea/arbustiva	Erbacea	Erbacea + arborea/arbustiva	Erbacea + arborea/arbustiva	Erbacea
Ampiezza FT (m)	5	5	5	5	5	8,53	5
Lunghezza bacino afferente (m)	135	130	n.d.	10	13	176	n.d.
Area FT/area bacino afferente (%)	3,7	3,6	n.d.	33,3	27,8	4,8	n.d.

<sup>o</sup>Il primo numero si riferisce alla pendenza media del bacino agricolo, il secondo alla pendenza media della fascia tampone; FT, fascia tampone; n.d., non determinato.

teorica di deflusso dal campo verso il corpo idrico, nei punti di ingresso alla fascia tampone (controfattuale), intermedi (generalmente zona di passaggio fra fascia erbacea e arboreo/arbustiva) e uscita fascia tampone (fattuale). Oltre alla griglia posta sulla fascia tampone un punto di prelievo è stato previsto anche a pieno campo. Generalmente sono stati utilizzati piezometri fessurati per la loro intera lunghezza, con diametro di 2 pollici, e profondità variabile in base alla profondità della zona satura. Tali piezometri sono stati utilizzati sia per effettuare i campionamenti delle acque (tramite un sistema di boccette poste internamente al piezometro) e sia per effettuare le misure istantanee della profondità di falda tramite freatimetro.

- 2 trasduttori di pressione per misure in continuo (un dato ogni 30 min.) della profondità di falda, posizionati all'interno di due piezometri dedicati uno all'entrata della fascia tampone e uno all'uscita;
- sonde FDR poste in entrata e in uscita della FT a diverse profondità, per la misura dell'umidità volumetrica dei suoli;
- 3 lisimetri a suzione con coppa porosa in ceramica posti a tre diverse profondità (in genere 30, 60 e 90 cm) nel campo coltivato.

I suoli per le analisi chimiche sono stati prelevati in 3 punti (repliche) a diverse profondità sia nel campo che nella fascia tampone tramite una trivella manuale.

### Metodi

#### Bilancio idrologico

Essendo ritenute valide le assunzioni alla base del metodo, la stima delle portate di falda è stata effettuata (bilancio orario) con la nota formula di Darcy:

$$Q = ks S i$$

dove Q è la portata di deflusso, *i* la pendenza fra i due punti (piezometri) considerati e S è la superficie dell'area perpendicolare al deflusso.

#### Parametri rilevati

Per ciascun sito sono stati rilevati una serie di parametri chimico-fisici distinguibili in prioritari (parametri chiave utilizzati per deter-

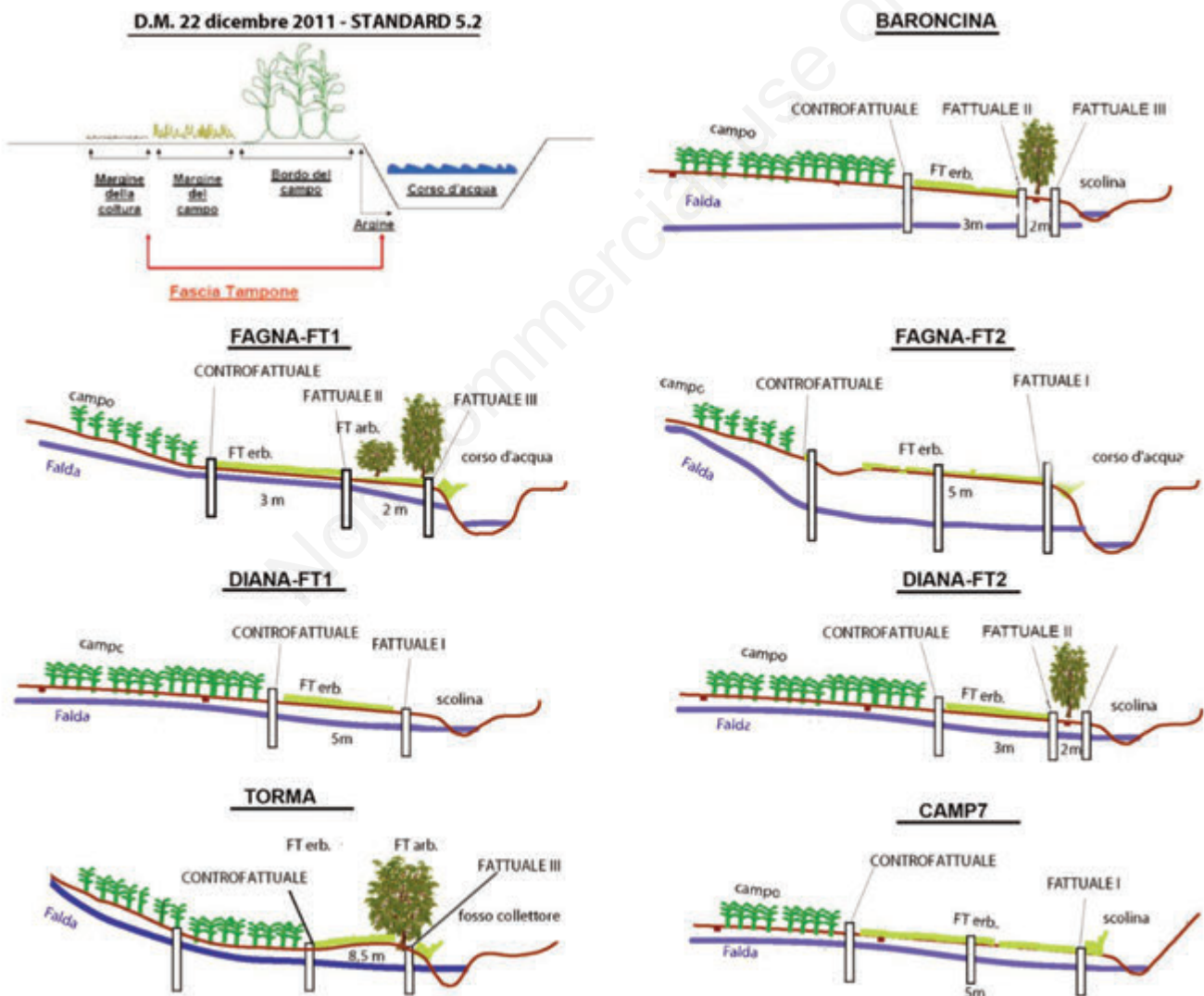


Figura 1. Schemi sperimentali non in scala delle fasce tampone nei sei siti sperimentali e loro confronto con il caso generale contenuto nel D. M. 27417.

minare il giudizio di merito e indispensabili per effettuare il monitoraggio base di questi sistemi) ed ancillari (parametri non obbligatori ma utili come informazioni aggiuntive a supporto delle interpretazioni dei risultati). Il tipo di parametro, la localizzazione del punto di rilevamento, la frequenza e il metodo di rilievo (o di analisi) e la loro utilizzazione principale sono sintetizzati in Tabella 2.

## Risultati del monitoraggio

### Dinamiche idrologiche

Sulla base dei rilievi effettuati è stato possibile evidenziare le principali caratteristiche pedologiche ed idrologiche dei siti oggetto della sperimentazione. Una sintesi delle caratteristiche più significative per ciascun sito viene riportata in Tabella 3.

Si osserva che generalmente l'acqua di pioggia o irrigazione che penetra nei suoli agricoli lavorati e che si accumula al di sopra del primo strato impermeabile di suolo (posto a profondità variabili e comprese fra 90 e 300 cm da p.c. nei siti indagati) è in grado di creare una zona satura (falda sospesa) che nella maggior parte dei siti è risultata essere permanente mentre in alcuni temporanea (la zona satura è assente durante i mesi caldi). Ad eccezione dei siti Baroncina (Lodi), in cui non emerge una direzione di falda prevalente e CAMP7 (Metaponto), in cui la falda scorre con andamento quasi parallelo alla fascia tampone verso una scolina laterale, in tutti i casi indagati l'acqua di falda defluisce verso la fascia tampone con andamento perpendicolare al corpo idrico. Le pendenze delle falde indagate variano fra valori minimi dell'1% (sito DIANA-FT2) e massimi del 13% (sito FAGNA-FT1). La conducibilità idraulica misurata tramite *slug test* differisce sensibilmente (anche di un ordine di grandezza) rispetto a quella

teorica attesa per i diversi tipi di suoli. Ciò è imputabile generalmente alla presenza di macro-fessurazioni nei suoli derivanti dalle operazioni di aratura o in alternativa all'effetto degli apparati radicali come descritto in altri studi (Mastrocicco *et al.*, 2013).

L'andamento delle oscillazioni di falda nei siti monitorati viene mostrato in Figura 3; nei due siti posti presso l'azienda sperimentale Diana (DIANA-FT1 e DIANA-FT2) si hanno delle fasi di saturazione temporanee nel corso dei mesi freddi (generalmente da Novembre a Maggio); nei restanti mesi non si creano condizioni di saturazione se non in presenza di sporadici eventi piovosi di forte intensità; la falda temporanea presenta delle oscillazioni molto evidenti in occasione di eventi piovosi durante i quali raggiunge sovente il piano campagna. Un comportamento simile è stato riscontrato nel sito di Metaponto. Il sito FAGNA-FT2 presenta invece una falda permanente (almeno nel periodo monitorato) che poggia su uno strato impermeabile a circa 3 metri di profondità; le escursioni dei livelli sono più contenute e permangono per lo più a profondità comprese fra i 2-3 metri da p.c.

I siti FAGNA-FT1 (Firenze) e TORMA (Roma) hanno un comportamento simile con una saturazione quasi completa dal piano campagna fino a circa 2 metri di profondità per lunghi periodi dell'anno. Questo comportamento è stato favorito dalle precipitazioni particolarmente intense e prolungate registrate nel corso dei due anni di monitoraggio; non è da escludere che in anni più siccitosi la falda possa temporaneamente non essere presente. Il sito di BARONCINA (Lodi) presenta fasi alterne con saturazione fino in superficie durante gli eventi piovosi e rapidi abbassamenti fino a profondità superiori a 110 cm da p.c. dove il ristagno idrico appare più prolungato.

Le principali voci del bilancio idrologico per ciascuno dei siti monitorati vengono indicate in Tabella 4. Avendo verificato l'assenza di un deflusso attraverso la fascia tampone nel sito di Baroncina e CAMP7 Metaponto, le voci del bilancio idrologico (Tabella 3) e del bilancio

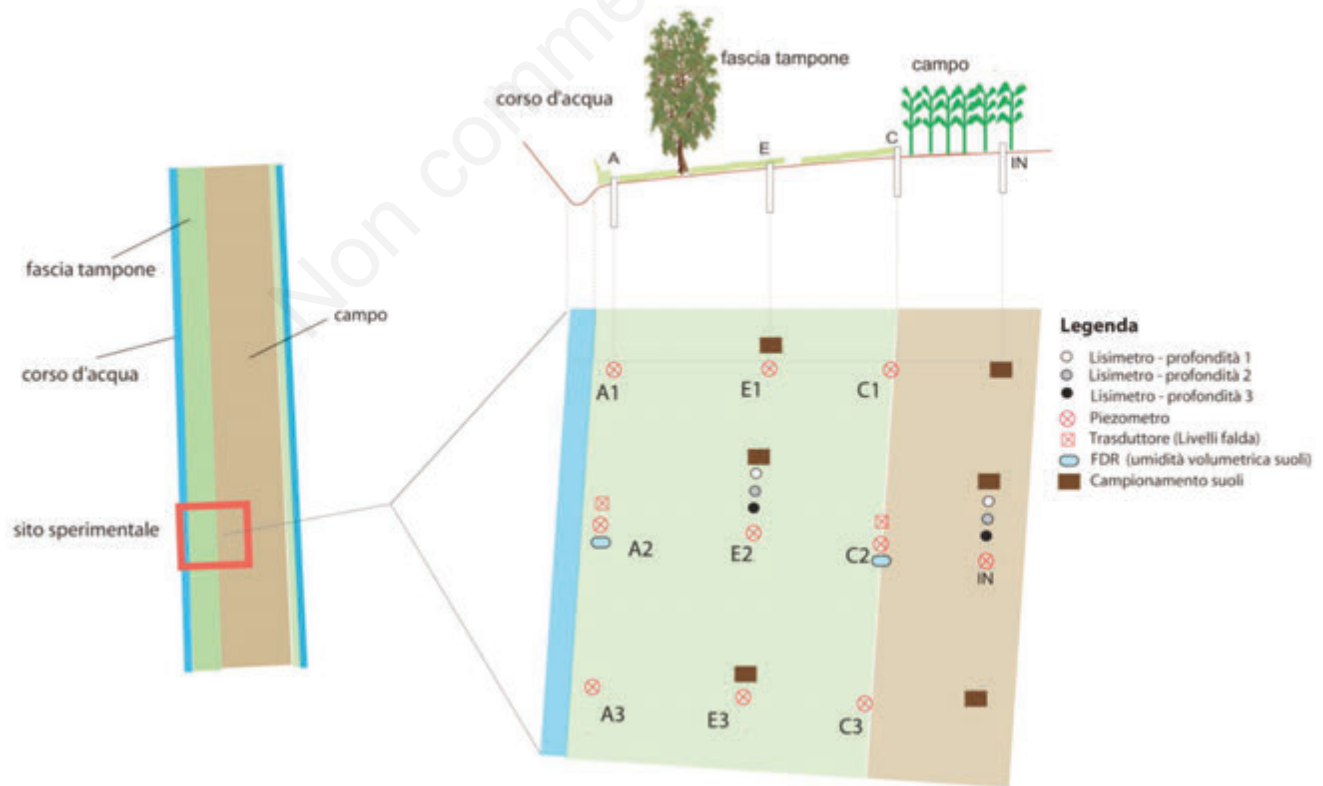


Figura 2. Schema di monitoraggio generale, con evidenziati i punti di prelievo e la strumentazione posta in sito.

**Tabella 2. Descrizione dei parametri prioritari ed ancillari monitorati.**

Parametri (prioritari)	Punto di rilevamento	Frequenza	Metodo di rilievo/analisi	Finalità
Tessitura	Un profilo completo, internamente alla fascia tampone da piano campagna fino alla zona satura	Una sola volta ad inizio monitoraggio	Tessitura definita con il metodo della pipetta	Comprensione del sistema e calcolo di vari parametri dipendenti dalla tessitura
Profondità della zona satura (in continuo)	Un punto in ingresso (Fattuale) e 1 in uscita dalla fascia tampone	In continuo con frequenza di un dato ogni 30'	Trasduttori di pressione (SLB1 in acciaio inossidabile, uscita in corrente 4-20 mA due fili, alimentazione 8-28 Vdc) inseriti in piezometri dedicati e collegati ad un datalogger (WatchDog datalogger serie 1000 mod 1650 con sensori T/RH aria esterni + 4 porte per sensori esterni).	Comprendere le dinamiche della zona satura ed effettuare un bilancio orario delle portate di deflusso sub-superficiale
Profondità della zona satura (misure istantanee)	In ciascun piezometro	In occasione dei campionamenti delle acque (indicativamente quindicinale)	Freatimetro	Integrare i dati registrati in continuo in una sezione con dati relativi ad una rete piezometrica e possibilità di definire la direzione dei deflussi di falda
Precipitazioni	In ciascun sito sperimentale	In continuo	Pluimetro collegato a datalogger (WatchDog data-logging rain Gauge 3554WD1-Spectrum Technologies collegato a un self-empying tipping bucket).	Bilanci idrologici, andamento climatico
Chimiche acque (N-tot, N-NO <sub>3</sub> , N-NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>2</sub> )	Tutti piezometri e lisimetri. Corpo idrico (saltuariamente)	15-30 giorni	N-NO <sub>3</sub> , N-NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>2</sub> : analizzatore FIAsar™ 5000 a tecnologia Flow injection per matrici liquide Ntot: Thermo Flash 2000 CN soil analyzer	Confronto fra concentrazioni in entrata ed uscita, bilancio per stima abbattimento
Conducibilità idraulica a saturazione (Ks)	Tutti piezometri	Una sola volta	Slug test	Bilancio idrologico
Quote altimetriche	Intero sito (campo + FT) con griglia di punti funzionale ad ottenere un DEM (modello digitale delle quote) ad alta risoluzione (20x20 cm)	Una sola volta	Sistema GPS Leica 1200+ costituita da due ricevitori geodetici GPS/GNSS Leica AS10	Determinazione quote di falda, e parametri dimensionali utilizzati nel bilancio idrologico
Parametri (ancillari)	Punto di rilevamento	Frequenza	Metodo di rilievo/analisi	Finalità
Umidità volumetrica dei suoli	Un punto in ingresso e 1 in uscita dalla fascia tampone a diverse profondità di suolo.	In continuo con frequenza di un dato ogni 30'	Sonde FDR (Frequency Domain Reflectometry, spectrum SM 100 waterscout soil moisture sensor) collegate ad un data logger (WatchDog data-logging series 1000 Spectrum Technologies).	Comprensioni delle dinamiche idrologiche
Chimiche acque (OD, T e Cond.)	Tutti piezometri	15-30 giorni	OD: Ossimetro AL20Oxi (Aqualytic, Dortmund Germany). Temperatura e Conducibilità elettrica: conduttimetro portatile con sensore della temperatura integrato (Schott-Geräte Conductivity meter handylab LF con).	Dati ancillari per una migliore comprensione dei processi in atto
Chimiche suoli (TOC, TN, WSC, NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> )	Tre punti (repliche) a diverse profondità sia nel campo che nella fascia tampone	2-3 volte anno	TOC e TN: analizzatore elementare Thermo Flash 2000 CN soil analyzer; WSC: analizzatore Thermo Flash 2000 CN soil analyzer; NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> : analisi colorimetriche	Stima dell'accumulo o perdita di azoto nei suoli

dell'azoto (Tabella 5) non sono state dettagliate in quanto equivalgono a valori nulli.

Le portate dei deflussi sub-superficiali che veicolano gli inquinanti dal campo attraverso il sistema tampone, fino al corpo idrico accettore, sono strettamente correlate alla superficie del bacino afferente, alle pendenze ed alla diversa capacità di favorire i movimenti dell'acqua di diverse tipologie di suoli. Ad esempio nel sito FAGNA-FT2 la forte permeabilità del suolo negli strati superficiali (ulteriormente incrementata dalle lavorazioni agricole) favorisce l'infiltrazione delle acque di pioggia verso la zona sottostante, dove uno strato di suolo franco sabbioso poggia su un antico strato impermeabile di argille (che in corrispondenza della FT è posto a circa 300 cm da p.c.). In questo strato si forma un acquifero che grazie alla pendenza defluisce rapidamente dal campo verso il corso d'acqua. La significativa superficie del bacino agricolo, di questo sito, permette di raggiungere una portata di deflussi di circa 8.590 m<sup>3</sup>/anno (per 100 m di FT) corrispondente al 64% delle acque di pioggia cadute nel bacino (la restante parte subisce normali processi di evapotraspirazione). La scarsa portata dei deflussi nei 2 siti DIANA-FT1 e DIANA-FT2 è invece imputabile alla ridottissima superficie del bacino agricolo afferente. Anche in questo caso buona parte delle acque tende a defluire sub-superficialmente (55,4% e 64% delle acque di pioggia) a seguito delle pesanti operazioni di aratura del campo.

Bacini agricoli come FAGNA-FT1 e TORMA con superfici e pendenze significative che si riducono bruscamente all'ingresso della FT, e nel contempo caratterizzati da una scarsa capacità dei suoli (specie nel suolo argilloso limoso del sito FAGNA-FT1) di favorire i deflussi sub-superficiali delle acque, le portate di deflusso rappresentano solo una percentuale ridotta delle acque di pioggia corrispondente a 17,8 e 31,8% rispettivamente, mentre prevalgono fenomeni di ruscellamento superficiale e di evapotraspirazione.

### Dinamiche dell'azoto

Il confronto fra le concentrazioni di azoto inorganico disciolto presente nelle acque di falda nei diversi punti del sistema viene mostrato in Figura 4.

In generale si osserva che le concentrazioni monitorate sono tendenzialmente poco elevate. I valori più bassi sono stati registrati nel sito di Tormancina (TORMA-), mentre i siti di Fagna (FAGNA-FT1 e FAGNA-FT2) e DIANA-FT1 hanno valori medi tra 4 e 6 mg/L in entrata alla FT. Concentrazioni basse già in uscita dal campo possono essere imputabili a diversi fattori, quali ad esempio una buona utilizzazione dell'azoto da parte delle colture o l'incidenza delle precipitazioni (decisamente superiori alla media nei due anni sperimentali) con conseguente incremento della diluizione. Dall'osservazione dei valori medi è

**Tabella 3. Principali caratteristiche pedologiche ed idrologiche dei siti sperimentali.**

Sito sperimentale	FAGNA-FT1 CREA-ABP (Firenze)	FAGNA-FT2 CREA-ABP (Firenze)	BARONCINA CREA-FLC (Lodi)	DIANA-FT1 VENETO AGRIC.	DIANA-FT2 VENETO AGRIC.	TORMA- CREA-RPS (Roma)	CAMP7- CREA-SSC (Metaponto)
Profondità zona insatura (cm da p.c.)°	0-15	0-210	0-70	0-50	0-20	0-10	0-60
Profondità zona satura (cm da p.c.)°	15-200	210-300	70-200	50-90	20-90	10-200	<60
Tessitura zona insatura#	Franco argilloso limoso (20-36-44)	Franco / (40-22-38)	Franco / (34-21-45)	Franco argilloso (26-39-35)	Franco limoso (18-65-17)	Franco (32-48-30)	Argilloso (10-55-35)
Tessitura zona satura°	Strato/layer 15-85 cm franco argilloso limoso (20-48-32) Strato/layer 85-200 cm argilloso limoso (7-48-45)	Franco sabbioso (60-8-32)	Franco sabbioso (68-13-19)	Franco argilloso limoso (21-50-29)	Franco limoso (19-63-18)	Franco (31-44-25)	Argilloso (3-70-27)
Slug Test Conducibilità idraulica (cm/giorno)	53	1180	1234	350	255	64,7	17,3
Pendenza falda nella FT (%)	13	5,2	Nd	11	1	2,3	Nd
Profondità della falda (cm da p.c.)	Max: 0; media: 75; min: 198	Max: 45,1 media: 229,6 min: 277	Max: 0 media: 74 min: 200	Max: 0; media: 48 min: dry	Max: 0; media: 20 min: dry	Max: 0; media: 39 min: 104	Max: 16 media: 80 min: dry
Tipologia	Falda permanente	Falda permanente	Falda permanente	Falda sospesa temporanea	Falda sospesa temporanea	Falda permanente	Falda temporanea
Direzione prevalente della falda			Non emerge una direzione prevalente				

°Nelle situazione più frequenti; #i numeri si riferiscono alla percentuale relative di sabbia/limo/argilla nell'ordine

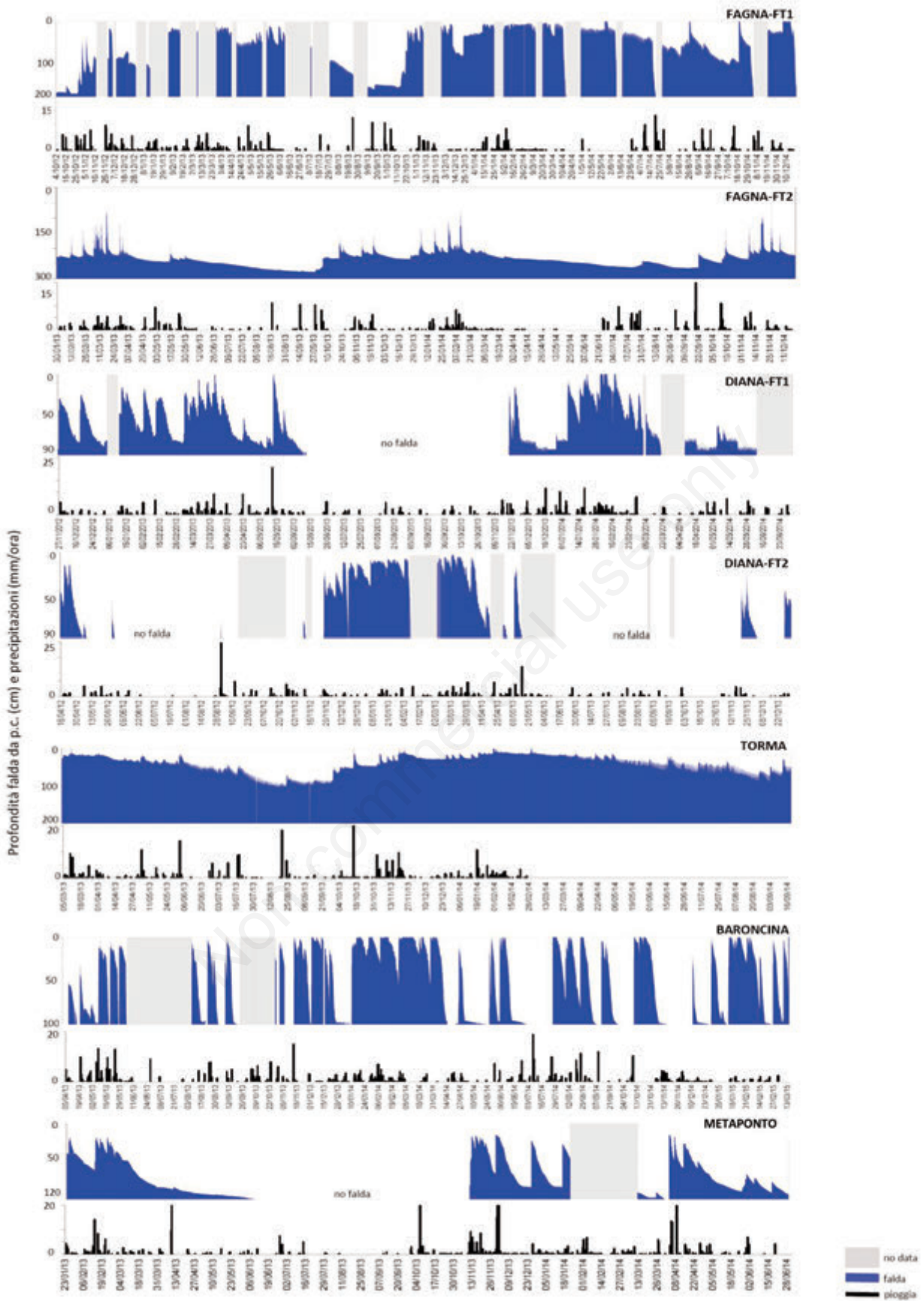


Figura 3. Oscillazione della falda nei siti sperimentali e precipitazioni orarie. I dati di falda sono ottenuti come media oraria di 2 registrazioni (1 ogni 30 minuti).



evidente come le Fasce Tampone di FAGNA-FT1 e DIANA-FT1 siano efficaci nel rimuovere l'azoto, tuttavia l'alta variabilità dei valori indica una diversa capacità durante l'anno (stagionalità) del sistema tampone. Nel sito DIANA-FT1 si è osservato un netto incremento della rimozione a partire dal secondo anno di monitoraggio, dovuto molto probabilmente alla maturazione della neo-realizzata fascia tampone.

Per quanto riguarda il sito FAGNA-FT2 i risultati indicano chiaramente che l'azoto mentre defluisce attraverso la fascia tampone non subisce alcun tipo di trasformazione; è un interessante esempio di

come deflussi di falda non interagenti con la rizosfera non siano soggetti a trasformazioni biogeochimiche significative.

Il sito TORMA- presenta concentrazioni molto basse; la maggior stabilità dei dati in uscita dalla fascia indica che i "picchi" vengono rimossi efficacemente, anche se le differenze complessive fra entrata ed uscita in termini di valori medi non sono elevate.

L'andamento delle concentrazioni nel sito Baroncina evidenzia ulteriormente la mancata connessione in termini di deflussi di falda fra il campo (in cui nei due punti di controllo le concentrazioni sono

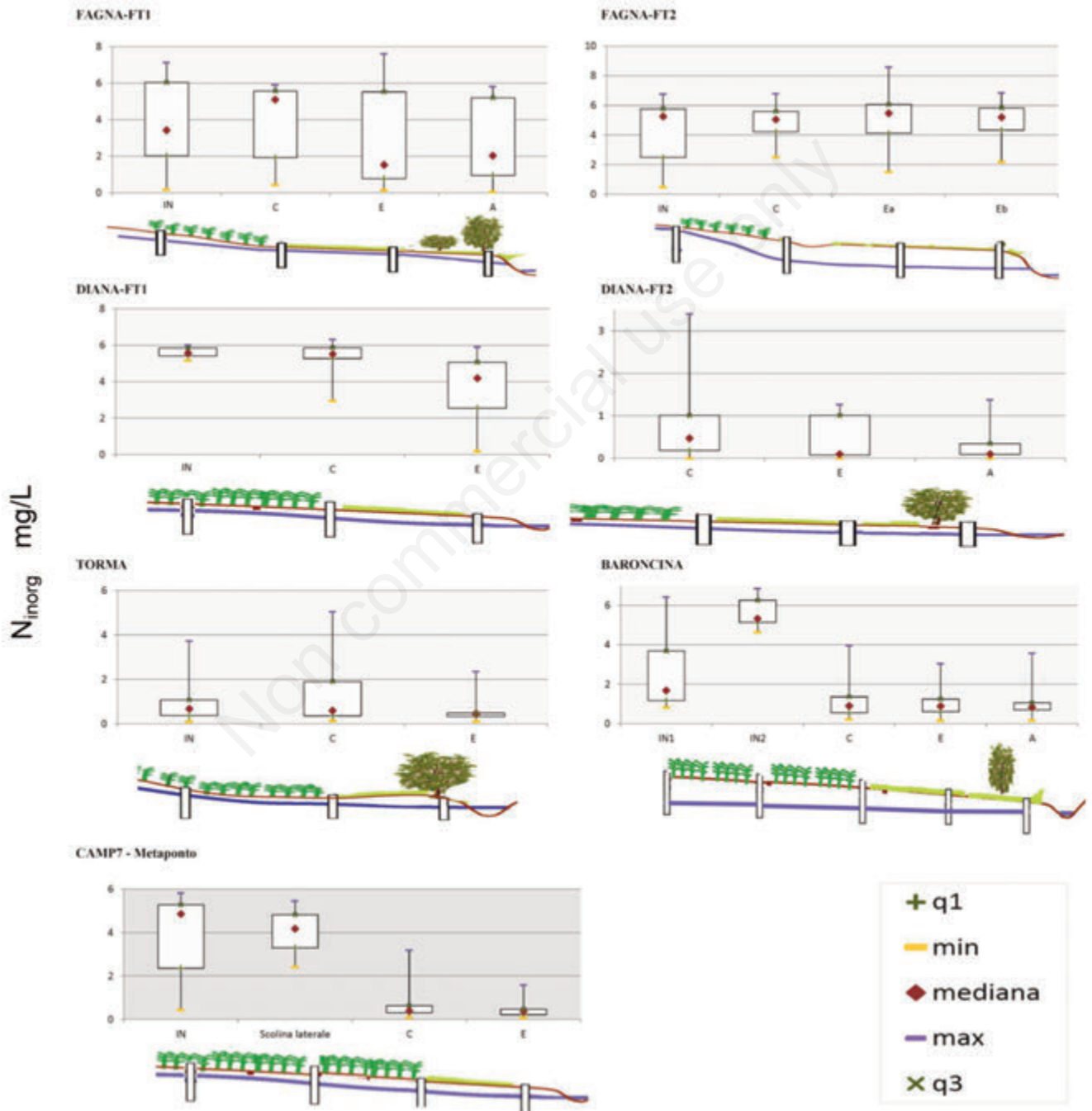


Figura 4. Confronto fra le concentrazioni di  $N_{inorg}$  disciolto nei diversi punti del sistema.

influenzate chiaramente dalle fertilizzazioni) e la fascia tampone che non presenta differenze significative fra le tre sezioni di controllo e valori medi molto bassi anche nel punto C di contatto con la zona coltivata. Un discorso analogo vale per il sito CAMP7 di Metaponto dove è chiaro che le acque cariche di nitrati del campo drenano verso la scolina laterale invece che verso la fascia tampone.

Le principali voci di bilancio sulla capacità di rimozione delle forme inorganiche di azoto disciolti veicolato ai corpi idrici dai deflussi di falda viene riportato nella seguente Tabella 5.

Le quantità di azoto veicolato dal campo verso la fascia tampone variano da un minimo di 3 kg ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> ad un massimo di 33,2 kg ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> con percentuali rispetto all'applicato variabili fra 1,8 e 25,2%. Ad eccezione del sito FAGNA-FT2 dove la percentuale di rimozione del sistema tampone è minima e inclusa nell'errore tutti i sistemi monitorati hanno rimosso percentuali variabili fra il 33 ed il 61,9 dell' $N_{inorg}$  veicolato dimostrando una media efficacia dello Standard.

### Indicatore/i quantitativo/i

L'efficienza di rimozione calcolata sul bilancio di massa rappresenta

l'indicatore di livello Base scelto per definire l'idoneità dello Standard rispetto all'obiettivo ambientale cui punta lo Standard 5.2.:

% di abbattimento	Giudizio indicatore di efficienza
<=30	SCARSO
>30; <=60	MEDIO
> 60	ALTO

I risultati vengono rappresentati nella Tabella 6.

### Giudizio di efficacia

Il giudizio di efficacia si calcola in base alla percentuale di siti sperimentali in cui si registra un miglioramento nel fattuale rispetto al controfattuale. Nel caso dello Standard 5.2 si osserva un miglioramento in 4 su 7 dei siti monitorati e quindi nell'57% dei casi corrispondente ad un giudizio di "Efficacia medio-alta".

**Tabella 4. Principali voci del bilancio idrologico dei siti sperimentali.**

Sito sperimentale	FAGNA-FT1 CREA-ABP (Firenze)		FAGNA-FT2 CREA-ABP (Firenze)		DIANA-FT1 VENETO AGRIC.		DIANA-FT2 VENETO AGRIC.		TORMA- CREA-RPS AGRIC. (Roma)	
	01/01/2013	31/12/2013	01/02/2013	31/01/2014	01/05/2013	30/04/2014	01/01/2013	31/12/2013	01/05/2013	30/04/2014
Deflusso subsuperficiale (100 m ft) (m <sup>3</sup> anno <sup>-1</sup> )	3152		8587		919		1004		4726	
Deflusso subsuperficiale (100 m ft) (mm)	225		636		613		717		269	
Precipitazioni (mm)	1264		1072		1385		1116		843	
Deflussi subsuperficiali (% rispetto alle precipitazioni)	17,8		59,3		55,8		64		31,8	

**Tabella 5. Principali voci del bilancio dell'azoto nei diversi siti sperimentali.**

Sito sperimentale	FAGNA-FT1 CREA-ABP (Firenze)		FAGNA-FT2 CREA-ABP (Firenze)		DIANA-FT1 VENETO AGRIC.		DIANA-FT2 VENETO AGRIC.		TORMA- CREA-RPS (Roma)	
	01/01/2013	31/12/2013	01/02/2013	31/01/2014	01/05/2013	30/04/2014	01/01/2013	31/12/2013	01/05/2013	30/04/2014
$N_{inorg}$ applicato (kg ha <sup>-1</sup> anno <sup>-1</sup> )	72		120		250		170		96	
$N_{inorg}$ deflusso sub-superficiale (kg ha <sup>-1</sup> anno <sup>-1</sup> )	8,45±1,69		30,29±2,94		33,21±1,34		3,0±0,3		4,66±1,69	
$N_{inorg}$ veicolato alla FT tramite deflussi subsuperficiali / $N_{inorg}$ applicato (%)	11,1		25,2		13,3		1,8		1,78	
Out $N_{inorg}$ deflusso sub-superficiale (kg ha <sup>-1</sup> anno <sup>-1</sup> )	5,67±1,63		29,42±5,08		17,29±1,24		1,6±0,2		1,91±0,47	
$N_{inorg}$ rimosso dalla FT (Kg ha <sup>-1</sup> anno <sup>-1</sup> )	2,79		0,86		15,93		1,5		2,88	
Efficienza (%)	33,0		2,9		48,0		48,6		61,9	

Tabella 6. Giudizio di efficienza nei diversi siti (livello base).

Sito sperimentale	Percentuale di abbattimento	Giudizio indicatore di efficienza
FAGNA-FT1 CREA-ABP (Firenze)	33,0	Medio
FAGNA-FT2 CREA-ABP (Firenze)	2,9	Scasso
BARONCINA CREA-FLP (Lodi)	0	Scasso
DIANA-FT1 VENETO AGRIC.	48	Medio
DIANA-FT2 VENETO AGRIC.	48,6	Medio
TORMA- CREA-RPS (Roma)	61,9	Alto
CAMP7- CREA-SSC (Metaponto)	0	Scasso

## Discussione e Conclusioni

La sperimentazione condotta ha fatto emergere risultati in linea con altre esperienze (Haycock and Pinay, 1993; Fennessy and Cronk, 1997; Dhont *et al.*, 2004; Gumiero *et al.*, 2011; Vidon and Hill, 2004) evidenziando il ruolo predominante dell'idrologia nel determinare l'influenza di rimozione dell'azoto nelle fasce tampone. In particolare si osserva che in alcuni dei sistemi monitorati (FAGNA-FT1, FAGNA-FT2, TORMA-CRA-RPS) la fascia tampone realizzata secondo i criteri tecnici fissati dallo Standard di condizionalità è in grado di intercettare significativi volumi di deflussi dalle zone coltivate (variabili fra 3000-8500 m<sup>3</sup> anno per 100 mL di FT) pur occupando una superficie piuttosto contenuta rispetto a quella occupata dal bacino agricolo (dell'ordine del 3-5%). Al contrario le fasce tampone dei sistemi DIANA-FT1 e DIANA-FT2 occupano una superficie molto significativa rispetto al bacino agricolo (circa il 30%) e trattano volumi molto contenuti (attorno ai 1000 m<sup>3</sup> anno per 100 mL di FT). Ne consegue che per ottimizzare l'investimento in termini di superfici occupate le fasce tampone devono essere posizionate a valle di un bacino agricolo di dimensioni maggiori con un rapporto ottimale attorno al 5%.

Il caso del sito FAGNA-FT2 è interessante in quanto rappresentativo di una situazione in cui una fascia tampone, realizzata seguendo correttamente le indicazioni tecniche, non dimostra alcuna efficacia nella rimozione dell'azoto. In questo caso l'inefficienza del sistema tampone è dovuto ai deflussi molto profondi che bypassano la fascia tampone (oltre i 2 m da piano campagna) e quindi non sono in grado di interagire con gli apparati radicali che, oltre ad assorbire i nutrienti, arricchiscono i suoli di sostanza organica a sostegno dell'attività microbica in particolare dei denitrificanti (Pinay *et al.*, 2000; Sabater *et al.*, 2003; Vidon and Hill, 2004; Gumiero *et al.*, 2011; Boz *et al.* 2013). Per motivi diversi, e cioè collegati alla mancata presenza di deflussi di falda provenienti dal campo coltivato limitrofo, anche la fascia tampone di Baroncina (Lodi) non risulta di alcuna efficacia. Un ulteriore caso di inefficacia è stato registrato nell'azienda di Metaponto e ancora una volta la risposta è data dall'idrologia; poiché i deflussi che dilavano il campo coltivato si muovono verso una scolina laterale anziché verso la fascia tampone. In questo caso si potrebbero favorire i processi depurativi facendo defluire le acque raccolte nella scolina laterale nella fascia tampone, senza farle arrivare direttamente al canale collettore bypassando la fascia tampone.

In tutti gli altri casi i deflussi permangono, almeno per certi periodi dell'anno, in prossimità del livello del piano campagna e quindi in una situazione teoricamente ottimale per l'attivazione dei processi che portano alla rimozione delle forme azotate. Nonostante questo, in nessuno dei casi si raggiungono livelli di rimozione molto elevati (80-90%) osservati in altri contesti (Peterjohn and Correl, 1984; Haycock and Pinay, 1993; Gumiero *et al.*, 2011), ma piuttosto efficienze comprese fra il 30-60%. Ciò può essere imputabile al breve periodo di monitoraggio (1-2 anni) e alle condizioni meteorologiche "anomale", mentre in alcu-

ni siti la scarsa maturità dei sistemi tampone allestiti per la sperimentazione, in molti casi convertiti solo prima del suo avvio da sistemi agricoli tradizionali, può determinare una sottostima delle capacità tampone. Ciò è confermato dagli scarsi livelli di sostanza organica disponibile nei suoli (valori compresi fra 1,5 e 1,7%). E' ipotizzabile un incremento della capacità di rimozione a seguito della maturazione dei sistemi che spesso si manifesta già a partire dal 2° o 3° anno (Gumiero *et al.* 2011; Anbumozhi *et al.*, 2004; Uusi-Kämpä " e Jauhiainen, 2010). In questa fase di maturazione dei sistemi le forzanti idrologiche risultano essere prevalenti, in termini di importanza, rispetto al tipo di vegetazione presente.

Allo stesso modo la tipologia di corso d'acqua presente non influenza in modo significativo l'azione della fascia tampone, anche se va riconosciuto alla dinamica fluviale storica un ruolo nel definire i diversi strati di suolo presenti nell'area periferica occupata oggi dalla fascia tampone. Questo porta in genere a situazioni pedologiche piuttosto eterogenee per fasce poste in corrispondenza di corpi idrici naturali rispetto a quelle poste in corrispondenza di corpi idrici artificiali.

La capacità di infiltrazione delle acque nei suoli, con conseguente sviluppo di deflussi sub-superficiali, sembra complessivamente piuttosto significativa in tutti i sistemi monitorati (valori variabili fra il 18 ed il 64% rispetto alle precipitazioni complessive); questo anche in sistemi con pendenze elevate (superiori al 6%) e/o con caratteristiche tessiture (fini) che dovrebbero favorire lo sviluppo di fenomeni di ruscellamento superficiale. E' evidente che questo dipende principalmente dalle operazioni di aratura dei campi che oltre ad incrementare molto significativamente la capacità di infiltrazione delle acque a pieno campo, tende a creare un dislivello significativo all'ingresso della fascia tampone (indisturbata) non superabile dalle acque di runoff.

## Bibliografia

- Anbumozhi V, Jay R, Eiji Y, 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecol. Eng.* 24:517-523.
- Ansari AA, Singh GS, Lanza GR, Rast W, 2010. *Eutrophication: causes, consequences and control.* Springer.
- Audet J, Hoffmann CC, Andersen PM, Baatrup-Pedersen A, Johansen JR, Larsen SE, Kjaergaard C, Elsgaard L, 2014. Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located 392 in agricultural catchments: emission, uptake and controlling factors. *Soil Biol. Biochem.* 68:291-299.
- Billy C, Birgand F, Ansart P, Peschard J, Sebilo M, Tournebize J, 2013. Factors controlling nitrate concentrations in surface waters of an agricultural and artificially drained watershed. *Landscape Ecol.* 28:665-684.
- Boesch DF, 2002. Challenges and opportunities for Science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries* 25:886-

- 900.
- Boz B, Rahman MM, Bottegal M, Basaglia M, Squartini A, Gumiero B, Casella S, 2013. Vegetation, soil and hydrology management influence denitrification activity and the composition of nirK-type denitrifier communities in a newly afforested riparian buffer. *N. Biotechnol.* 30:675-684.
- Campbell N, D'Arcy B, Frost A, Novotny V, Sansom A, 2004. Diffuse pollution. An introduction to the problems and solutions. IWA Publishing.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8:559-568.
- Cheng XL, Yang YH, Li M, Dou XL, Zhang QF. 2013. The impact of agricultural land use changes on soil organic carbon dynamics in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Plant Soil* 366:415-424.
- Clément JC, Pinay G, Marmonier P, 2002. Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetland. *J. Environ. Qual.* 31:1025-1037.
- Coops H, van Geest G, 2007. Ecological restoration of wetlands in Europe. Significance for implementing the Water Framework Directive in the Netherlands. Report prepared for Rijkswaterstaat RIZA.
- DeLaune RD, Jugsujinda A, West JL, Johnson CB, Kongchum M, 2005. A screening of the capacity of Louisiana freshwater wetlands to process nitrate in diverted Mississippi River water. *Ecol. Eng.* 25:315-21.
- DeSimone J, Macrae ML, Bourbonniere RA, 2010. Spatial variability in surface N<sub>2</sub>O fluxes across a riparian zone and relationships with soil environmental conditions and nutrient supply. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138:1-9.
- Dhondt K, Boeckx P, Hofman G, Cleemput OV, 2004. Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones. *Biol. Fertil. Soils* 40:243-251.
- Fennesy MS, Cronk JK, 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 27:285-317.
- Gren IM, Destouni G, 2011. Does divergence of nutrient load measurements matter for successful mitigation of marine eutrophication? Springer.
- Gumiero B, Boz B, Cornelio P, Casella S, 2011. Shallow groundwater nitrogen and denitrification in a newly afforested, subirrigated riparian buffer. *J. Appl. Ecol.* 48:1135-1144.
- Gumiero B, Mant J, Hein T, Elso J, Boz B, 2013. Linking the restoration of rivers and riparian zones/wetlands in Europe: sharing knowledge through case studies. *Ecol. Eng.* 56:36-50.
- Hefting MM, van den Heuvel RN, Verhoeven JTA, 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: opportunities and limitations. *Ecol. Eng.* 56:5-13.
- Haycock NE, Pinay G, 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.* 22:273-278.
- Khan FA, Ansari AA, 2005. Eutrophication: an ecological vision. *Botan. Rev.* 71:449-482.
- Mastrocicco M, Boz B, Colombani N, Carrer GM, Bonato M, Gumiero B, 2013. Modelling groundwater residence time in a sub-irrigated buffer zone. *Ecology* 7:1054-1063.
- Peterjohn WT, Correll DL, 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65:1466-1475.
- Pinay G, Black VJ, Planty-Tabacchi AM, Gumiero B, Décamps H, 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry* 30:9-29.
- Sabater S, Butturini A, Clement JC, Burt TP, Dowrick D, Hefting MM, Maitre V, Pinay G, Postolache C, Rzepecki M, Sabater F, 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6:20-30.
- Sebilo M, Mayer B, Nicolardot B, Pinay G, Mariotti A, 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 110:18185-18189.
- Uusi-Kämpä J, Lauri J, 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137:75-85.
- Vidon P, Hill AR, 2004. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *J. Hydrol.* 292: 210-228.
- Weyer PJ, Cerhan JR, Kross BC, Halberg GR, Kantanmeni J, Breuer G, Jones MP, Zheng W, Lynch CF, 2001. Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women's Health Study. *Epidemiology* 11:327-338.
- Zhang K, Cheng X, Dang H, Ye C, Zhang Q, 2012. Soil nitrogen and denitrification potential as affected by land use and stand age following agricultural abandonment in a headwater 9 catchment. *Soil Use Manage.* 28:361-369.