

# L'ORIGINE DEI NITRATI

## Nuovi strumenti di indagine per la definizione delle aree vulnerabili

La direttiva europea 91/676/CEE, "direttiva nitrati", richiedeva agli Stati membri la definizione delle aree interessate da elevate concentrazioni di nitrati nelle quali attuare programmi e azioni volti a superare le criticità, con particolare riferimento alla tutela delle acque destinate all'uso potabile. A vent'anni dall'emanazione della direttiva, i miglioramenti attesi non sono stati all'altezza delle attese.

La ridefinizione delle aree vulnerabili richiede dunque una migliore conoscenza delle singole fonti di azoto, naturali e/o antropiche, anche per definire una politica coerente di interventi mirati a ridurre la diffusione dei nitrati. L'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (Ispra) – in collaborazione con le Agenzie ambientali del territorio, e sulla base di una convenzione con il ministero delle Politiche agricole

e forestali (Mipaaf) – ha condotto uno studio sperimentale sull'origine e il contenuto dei nitrati nelle acque sotterranee e superficiali presenti nelle regioni del bacino del Po, della pianura Veneta e del Friuli Venezia Giulia. I risultati confermano l'efficacia del metodo isotopico con il modello Siar, accoppiato al metodo parametrico.

Lo studio mostra che il contributo zootecnico non è mai prevalente nel dare origine alla diffusione dei nitrati nelle acque; quest'evidenza deve dunque essere considerata nell'individuazione delle aree vulnerabili e nella definizione dei piani di azione.

In Emilia-Romagna la Regione sviluppa da diversi anni azioni per ridurre l'inquinamento da nitrati nelle acque.

Il controllo e il monitoraggio effettuati da ArpaER offrono una buona conoscenza delle aree critiche. (DR)

# UN QUADRO COMPLESSO IN ATTESA DI RISULTATI

IL PERCORSO PER RIDURRE L'INQUINAMENTO DA NITRATI NELLE ACQUE È AVVIATO DA TEMPO. IL CONTESTO È COMPLESSO E LE AZIONI INTRAPRESE NON DANNO ANCORA TUTTI I RISULTATI ATTESI. DI PARTICOLARE IMPORTANZA LA DEFINIZIONE DELLE AREE VULNERABILI, DOVE APPORTI NATURALI E/O ANTROPICI POSSONO DETERMINARE CONDIZIONI DI RISCHIO.



Un percorso avviato da oltre vent'anni che tarda a dare i risultati attesi: quali sono i motivi? La risposta è complicata, ma fare un'analisi e provare a individuare possibili evoluzioni nella direzione desiderata è il compito che questo numero di *Ecoscienza* prova ad affrontare. Il valore massimo di 50 mg/l di nitrati nelle acque potabili, fissato dalle ormai vecchie normative comunitarie (direttiva CEE 80/778 e direttiva 98/83 del 03/11/98), è stato riconfermato dalle successive disposizioni di legge in materia di acque potabili (Dlgs 31/2001) e adottato come valore limite dello standard di qualità per lo stato ambientale dei corpi idrici sotterranei (Dlgs 30/2009) e per i corpi idrici superficiali destinati a uso potabile (Dlgs 260/2010, tab2/B). La direttiva 91/676/CEE, nota come *direttiva nitrati*, assume come postulato che gli elevati valori di nitrati rilevati nei corpi idrici (superficiali e sotterranei) derivino da una prassi non propriamente razionale di gestione degli effluenti provenienti dagli allevamenti zootecnici. I carichi concentrati negli anni 70-80, su un numero limitato di terreni aziendali, ha costituito una serie distribuita sul territorio di situazioni puntuali di inquinamento diffuso.

Le prescrizioni della direttiva, coerentemente con il presupposto di base, definiscono un quadro di azioni volte a limitare gli apporti nelle aree a rischio e a porre divieti nei periodi di maggiore pericolo.

L'elemento di base della direttiva riguarda la *definizione delle aree vulnerabili*, aree dove le caratteristiche ambientali (tipologia di suolo, condizioni meteorologiche, gestione del territorio) e la pressione agricola, in particolare la zootecnia, possono determinare condizioni di rischio per gli acquiferi. Nei 27 stati membri, più del 35% del territorio è soggetto a programmi d'azione e in alcune nazioni – come Austria, Germania, Danimarca, Finlandia, Irlanda, Lituania, Lussemburgo, Malta, Paesi Bassi e Slovenia (dato riferito al 2010) – l'intero territorio è stato individuato quale area vulnerabile.

In larga parte le *aree vulnerabili* si presentano come *aree vulnerate*, dove le rilevazioni dei dati confermano nei fatti le valutazioni effettuate sulla sensibilità dell'ecosistema, che associata alle pressioni che insistono in loco, hanno determinato il deterioramento della qualità dei corpi idrici.

## Nitrati, la normativa e le azioni per migliorare gli acquiferi in Emilia-Romagna

Dalla metà degli anni 90 diverse sono state le assunzioni di responsabilità e l'adozione di atti e indirizzi per migliorare la qualità degli acquiferi in relazione alla presenza dei nitrati. In Emilia-Romagna il cammino prende avvio con l'adozione di programmi d'azione e con l'adozione di *Piani stralcio per il comparto zootecnico*; la legge regionale 50/1995 ha disciplinato lo spandimento sul suolo agricolo dei reflui provenienti dagli allevamenti zootecnici; il Dlgs 152/99 ha recepito gli indirizzi della *direttiva Nitrati* e la Regione successivamente ha approvato il Piano di tutela delle acque (Assemblea legislativa, delibera 40/2005) disegnando in tal modo una serie di interventi operativi volti al miglioramento della risorsa idrica. Il quadro si completa successivamente con l'adozione della direttiva quadro sulle acque (direttiva 2000/60/CE) recepita mediante il Dlgs 152/06 che, pur non apportando grandi innovazioni nell'organizzazione del quadro di interventi di miglioramento in relazione alla diffusione dei nitrati, ha consentito di strutturare in modo

definitivo le reti di monitoraggio in ambito nazionale e le modalità di comunicazione e trasmissione dei dati.

Possiamo ricordare velocemente le azioni che fanno parte del corpo di interventi mirati a ridurre l'inquinamento da nitrati nelle aree vulnerabili:

- dimezzamento della quantità massima di azoto apportato con fertilizzazioni organiche (170 kg/ha anno)
- adozione di un piano di utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici per le aziende con terreni in zone vulnerabili che producono/utilizzano oltre 3.000 kg/anno di azoto da effluenti di allevamento e da altri fertilizzanti azotati, le aziende suinicole e avicole in Aia, nonché le aziende bovine con più di 500 Uba (*unità bestiame adulto*) che utilizzano effluenti zootecnici anche in zone non vulnerabili
- periodi invernali di divieto di distribuzione degli effluenti zootecnici per ridurre il rischio di percolazione e lisciviazione dell'azoto in momenti dell'anno a elevato rischio meteorologico (terreni saturi, scarso prelievo delle colture e *surplus* idrico)
- messa a punto e utilizzo di tecniche agronomiche a basso impatto ambientale frutto di progetti di ricerca applicata e di attuazione di norme che hanno recepito tali indicazioni. Si ricorda il *codice di buona pratica agricola* (Cbpa) approvato dal ministero dell'Agricoltura, e i disciplinari di produzione integrata, nati in Emilia-Romagna e ripresi come schema da altre regioni, dove oltre alle prescrizioni, previste dal corpo normativo, si individuano modalità di gestione dell'agricoltura volte a soddisfare il fabbisogno delle piante, evitando gli eccessi e limitando interventi potenzialmente negativi per l'ambiente. Si considera l'*irrigazione* come elemento fondamentale per la produzione agricola, ma ne emerge anche il ruolo potenziale come fonte in grado di veicolare le sostanze verso i corpi idrici sensibili; la *concimazione* è vista come elemento di un bilancio complessivo del ciclo dei nutrienti per soddisfare il fabbisogno delle colture, ma in ottica di valorizzazione di tutti gli apporti, anche quelli naturali, limitando i *surplus*, in particolare nelle forme più mobili e potenzialmente inquinanti.

Vi è la consapevolezza che l'eccesso dei nitrati riscontrabili nelle falde sia legato al possibile eccesso di utilizzo dei *fertilizzanti*, sia chimici sia di origine zootecnica, soprattutto nelle loro forme più mobili; con questa consapevolezza il codice di buona pratica agricola e i disciplinari di produzione pongono la massima attenzione all'uso dei

fertilizzanti chimici, sia per quanto riguarda la dose necessaria, sia per il periodo di distribuzione, frazionato, e il più possibile a ridosso del momento di massimo utilizzo da parte delle piante. Ma questa consapevolezza rientra solo nelle modalità accessorie di accompagnamento delle politiche agricole, mentre le prescrizioni vincolanti derivate dall'applicazione della direttiva Nitrati rimangono focalizzate sull'utilizzo dei reflui zootecnici e sulle altre fonti organiche di azoto.

Tra le altre fonti potenziali di contaminazione emerge nell'area padana – dove la popolazione sfiora i 20 milioni di abitanti e costituisce una delle aree a maggior densità abitativa mondiale – il ruolo dell'azoto proveniente dagli *scarichi civili*.

In Emilia-Romagna l'eventuale contaminazione non può essere messa in relazione con gli scarichi dei depuratori dove la concentrazione dell'azoto in questi ultimi anni è diminuita in maniera consistente a seguito dell'applicazione delle misure previste nel Piano di tutela delle acque. Ai sensi delle disposizioni previste dall'art. 5 della direttiva 91/271/CEE e in attuazione della deliberazione dell'Autorità di bacino del fiume Po del 3 marzo 2004 n. 7, *Adozione degli obiettivi e delle priorità di intervento ai sensi dell'art. 44 del D. Lgs. 152/99 e successive modifiche ed integrazioni*, sono stati adottati interventi mirati che hanno permesso di ottenere l'abbattimento di almeno il 75% del carico di azoto totale e fosforo totale nei bacini/sottobacini idrografici drenanti l'area sensibile "delta del Po" e "area costiera dell'Adriatico nord-occidentale dalla foce dell'Adige al confine meridionale del comune di Pesaro".

Le *perdite potenziali delle reti fognarie* potrebbero rappresentare una possibile fonte di contaminazione di azoto nelle falde in considerazione della vetustà degli impianti fognari, dell'incremento progressivo della popolazione servita e di conseguenza dell'aumento dei carichi veicolati.

In Emilia-Romagna l'azoto veicolato in agricoltura ammonta a circa 141 milioni di kg di cui il 38% proveniente da allevamenti, il 60% da fertilizzanti minerali e il 2% da fanghi di depurazione, distribuiti su una *superficie agricola utile* (Sau) di circa 1 milione di ettari. L'azoto proveniente dal civile invece si attesta sui 20 milioni di kg (in ingresso agli impianti di depurazione) pari a circa il 14% dell'azoto di matrice agricola, inoltre gran parte degli impianti



FOTO: C. PAPADOPOULOS - FLICKR, CC

fognari sono collocati in prossimità dei principali centri urbani, dove vive circa l'80% della popolazione regionale, in aree prevalentemente esterne alle zone vulnerate.

La rete di monitoraggio dei corpi idrici di Arpa, non ha mostrato nel corso degli anni, un miglioramento delle concentrazioni di nitrati nelle aree vulnerabili. Allo stesso tempo gli studi e le valutazioni fatte dall'Agenzia, a supporto del Piano di gestione di distretto, evidenziano un aumento del carico inquinante, nonostante gli interventi previsti in forma prescrittiva e volontaria dalle disposizioni in materia e dal Piano di tutela delle acque. Il dibattito è ampio e le opinioni sono contrastanti, ma non vi è dubbio che la scienza debba fare la sua parte, e approcci integrati come quelli proposti da Ispra e richiamati successivamente in questo breve compendio, con valutazioni modellistico-parametriche e analisi isotopiche possono senza dubbio aiutare la comprensione dei fenomeni e attribuire le giuste responsabilità alle diverse fonti di pressione.

Il raggiungimento degli standard di qualità è qualche cosa di diverso e un po' più complesso rispetto alla semplice, seppur incerta, ricerca delle cause; le azioni devono essere efficaci e applicabili ed è in questo contesto che lo sviluppo sostenibile gioca un ruolo prevalente sulle scelte e gli obiettivi perseguibili.

**Franco Zinoni**

Direttore tecnico Arpa Emilia-Romagna

# EFFLUENTI ZOOTECNICI, CAMBIARE LE NORME EUROPEE

NEGLI ULTIMI ANNI LA FERTILIZZAZIONE È IN CONTINUA DIMINUZIONE, CON CALI DI OLTRE IL 30 PER CENTO SIA PER I CARICHI DI AZOTO, SIA DI ANIDRIDE FOSFORICA. RESTA APERTA LA QUESTIONE DELLE DEROGHE PER L'USO AGRONOMO DEGLI EFFLUENTI ZOOTECNICI E DEL DIGESTATO. È DI SOSTANZA IL CONTRIBUTO DELL'ITALIA ALLA REVISIONE DELLE NORME EUROPEE.

**L**a direttiva comunitaria 91/676/CEE (direttiva Nitrati) ha dettato i principi fondamentali, volti a salvaguardare le acque sotterranee e superficiali dall'inquinamento causato, in particolare, dai nitrati presenti negli effluenti di allevamento. La direttiva comunitaria prevede:

- la designazione di *zone vulnerabili da nitrati* di origine agricola (ZVN), nelle quali vi è il divieto di spargimento degli effluenti di allevamento (e dei reflui provenienti dalle piccole aziende agroalimentari egualmente sparsi sul terreno), fino a un limite massimo annuo di 170 kg di azoto di origine organica per ettaro

- la regolamentazione dell'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e dei reflui aziendali, mediante l'adozione di *programmi d'azione*, che stabiliscono le modalità con cui possono essere effettuati tali spandimenti.

La predetta direttiva è stata recepita nell'ordinamento nazionale, inizialmente con il decreto legislativo 11 maggio 1999 n. 152, e successivamente con il decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152, il *Codice ambientale*.

La normativa italiana, stante la ripartizione costituzionale delle competenze, fissa poi ulteriori criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, nel decreto ministeriale del 7 aprile 2006 cosiddetto "decreto Effluenti". Conseguentemente al decreto Effluenti sono state emanate, in tempi diversi, le delibere regionali di approvazione dei programmi di azione, che includono la designazione delle zone vulnerabili, e le disposizioni di carattere nazionale, in particolare i divieti di spandimento durante l'inverno, gli obblighi di stoccaggio, la disciplina dei *piani di fertilizzazione*.

## Problemi applicativi, deroghe e diffusione delle pratiche ecosostenibili

Le zone vulnerabili ai nitrati individuate dalle Regioni in Italia dall'ultimo monitoraggio (2008-2011) risultano pari a 40.372 km<sup>2</sup>, e sono rimaste pressoché

invariate rispetto al quadriennio precedente; si concentrano nelle aree di pianura e in quelle collinari ad agricoltura intensiva, e rappresentano circa il 14,2% della superficie totale, il 22,7% della SAT (superficie agraria totale) e il 31,8% della SAU (superficie agraria utilizzata). Nel corso dei primi anni di applicazione si sono affrontati diversi problemi nelle aree a maggiore produzione zootecnica, a causa della difficoltà di trovare terreni sufficienti ad accogliere gli effluenti zootecnici prodotti.

È stato quindi necessario avvalersi della possibilità di chiedere alla Commissione europea la deroga al limite di 170 kg/ha sino a 250 kg/ha, assicurando nel frattempo maggiori controlli, così come hanno fatto diversi altri Stati membri (quali l'Olanda, l'Inghilterra, l'Irlanda). A fine 2008 il Piemonte, la Lombardia, il Veneto, l'Emilia-Romagna e il Friuli-Venezia Giulia hanno fatto richiesta ai ministeri competenti (MATTM e MIPAAF), della deroga alla direttiva 91/676/CEE. La richiesta di deroga è stata presentata alla Commissione europea nel settembre del 2009 e nel novembre 2011 è stata concessa alle prime quattro regioni con la decisione n. 2011/721/UE.

Negli ultimi anni si è comunque assistito a un costante abbandono della fertilizzazione, che ha registrato cali di oltre il 30 per cento sia per i carichi di azoto, sia di anidride fosforica. Segno di adozione, sempre più frequente, di pratiche produttive ecocompatibili. Ad esempio, la Regione Emilia-Romagna ha comunicato che per l'anno 2013 nessuna azienda ha presentato domanda di deroga nel proprio territorio. Per l'anno 2013, secondo anno di attuazione della decisione di deroga l'adesione ha quindi riguardato solo 3 Regioni (Piemonte, Lombardia, Veneto) per un totale di 253 aziende (240 bovine e 13 suine). Di queste, il maggior numero (216) è situato in Lombardia. Rispetto alle 303 aziende, (283 bovine e 20 suine) che avevano presentato richiesta



FOTO: F. VINCENTI - WIKICOMMONS, CC

di deroga nell'anno 2012 si è registrata una riduzione del numero di aziende che hanno presentato istanza di deroga (-16,5%).

Alla riduzione del numero di aziende che hanno presentato istanza di deroga corrisponde una riduzione del numero dei capi in deroga (da 225.842 nel 2012 a 205.960 nel 2013) e della SAU in deroga (da 20.989 ettari nel 2012 a 13.415 ettari nel 2013).

Attualmente è in fase di predisposizione il documento a supporto della nuova richiesta di deroga presentata dalle Regioni Lombardia e Piemonte, per il periodo 2016-2020, a testimonianza del persistere di difficoltà in queste due regioni.

## Il nuovo decreto Effluenti (rev. del decreto 7 aprile 2006)

Il nuovo decreto, che inizialmente prevedeva solo la revisione delle norme del 2006 relative all'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, introduce ora anche le norme relative all'*utilizzazione agronomica del digestato*, prodotto dagli impianti di digestione anaerobica (secondo quanto previsto dall'art. 52 della legge 134/2012). Infatti, vi è da rilevare che per fronteggiare il problema dello smaltimento degli effluenti di allevamento e degli altri reflui, va diffondendosi la pratica degli impianti di digestione anaerobica, cioè di impianti che trasformano gli effluenti per produrre energia termica e ottengono, come fase finale della lavorazione, il *digestato*. In fase di predisposizione del decreto si è dovuto affrontare il problema di valutare l'utilizzabilità agronomica del digestato come fertilizzante e l'applicabilità al medesimo della citata direttiva Nitrati. Nel merito il provvedimento prevede:

- bipartizione del digestato in agrozootecnico e agroindustriale
- condizioni di purificazione ai concimi di origine chimica, attraverso una esecuzione di analisi chimiche al digestato in uscita dagli impianti
- divieto di utilizzazione agronomica del digestato in caso di immissione negli impianti di colture che provengano dai siti di bonifica
- flessibilità della collocazione temporale del periodo obbligatorio di 60 giorni di divieto di spandimento degli effluenti. Tale decreto è importante in quanto rafforza la sostenibilità ambientale delle produzioni agricole, consentendo al contempo un'importante diversificazione

## Agricoltura 2.0, al via prima domanda Pac precompilata online



È stato presentato a Verona il 23 marzo l'avvio del piano "Agricoltura 2.0", con l'invio della prima domanda precompilata online per ricevere gli aiuti comunitari della Pac (Politica agricola comune); il piano fa parte del programma di digitalizzazione e semplificazione del rapporto tra amministrazione e imprese agricole, che

dovrebbe rendere la vita più semplice a un milione e mezzo di agricoltori.

Il piano prevede:

- domanda Pac precompilata già disponibile on-line sul sito di Agea e degli organismi pagatori regionali; gli agricoltori potranno dare conferma dei dati pre-inseriti con un click o integrare/completare le informazioni.
  - anagrafe unica delle aziende agricole con l'istituzione di un database federato degli Organismi pagatori (cloud) che integra e rende disponibili tutte le informazioni aggiornate su base territoriale.
  - un solo fascicolo aziendale, unificando quello che era gestito in modo separato: il piano colturale, il piano assicurativo individuale e il quaderno di campagna. Le imprese faranno una sola dichiarazione che sarà poi condivisa tra amministrazioni. Si devono dichiarare il 50% di dati in meno rispetto a prima e sono inferiori gli oneri burocratici.
  - pagamenti Pac anticipati a giugno 2016 anche fino al 100% dell'importo dovuto - banca dati unica dei Certificati - Viene coordinata a livello nazionale la raccolta, la durata e la validità delle certificazioni (antimafia, DURC ecc.), evitando alle aziende di presentare la stessa documentazione a diverse Amministrazioni ovvero più volte in base alle domande presentate.
  - domanda unificata: a partire dal 2016 ciascuna azienda potrà presentare un'unica domanda di aiuto, che accorpi le richieste Pac, Uma, Psr, assicurazioni ecc.
- Altre info: <https://www.politicheagricole.it>

delle attività agricole a vantaggio della redditività delle imprese, attraverso la valorizzazione degli scarti di produzione e la produzione di energia da fonti alternative agli idrocarburi, in linea con gli obiettivi energetici italiani ed europei.

## Conclusioni e problematiche aperte

La Conferenza Stato Regioni, il 27 novembre 2014, ha dato parere favorevole allo schema di decreto prima citato, ma non è ancora stato emanato ufficialmente, vista la consultazione in atto con la Commissione europea, che sembra orientata a negare la possibilità di deroga ai limiti della direttiva Nitrati anche nel caso di utilizzazione di digestato proveniente dalla lavorazione degli effluenti di allevamento.

Emerge quindi in tutta evidenza l'opportunità e l'urgenza di una revisione del quadro normativo europeo, già chiaramente messo in discussione dalle deroghe che si è stati costretti a concedere.

L'Italia è in grado di dare un contributo importante a questo processo di revisione, come è chiaramente emerso dal workshop del 26 gennaio 2015, organizzato in merito ai risultati dello studio Ispra (finanziato dal Mipaaf) mirato all'analisi dell'impatto delle pressioni antropiche sullo stato delle acque superficiali e sotterranee, e alla verifica e al potenziamento della rete di

monitoraggio dei rilasci di nitrati verso i suoli e i sottosuoli, al fine di evidenziarne definitivamente la diversa origine delle fonti e delle ragioni di inquinamento. Per tali valutazioni Ispra e le Arpa coinvolte nel progetto hanno sviluppato un indice idoneo a determinare una scala di pericolosità per gli acquiferi in riferimento alle diverse sorgenti di nitrati che insistono sul territorio.

Sono stati effettuati i campionamenti di acque superficiali, profonde, sorgenti (civile, zootecnico bovino e suino) e dei suoli, in Emilia-Romagna, Veneto, Lombardia, Friuli-Venezia Giulia e Piemonte.

Dagli studi è emerso chiaramente che il contributo prevalente all'inquinamento da nitrati non è certamente quello del settore agricolo e che l'azione di riequilibrio ambientale dovrebbe coinvolgere il controllo di tutte le fonti civili e industriali. Inoltre la fissazione di limiti di assorbimento dei nitrati di origine organica dovrebbe essere resa più flessibile in funzione dell'effettivo fabbisogno delle diverse colture e degli andamenti climatici.

### Giuseppe Cacopardi<sup>1</sup>, Daniela Quarato<sup>2</sup>

1. Direzione generale per lo sviluppo rurale, Ministero Politiche agricole alimentari e forestali (Mipaaf)

2. Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (Cra)

# IL RAPPORTO ISOTOPICO PER MISURARE LE FONTI DI NITRATI

ISPRA HA EFFETTUATO UNO STUDIO SPERIMENTALE PER DETERMINARE LA MASSA DI NITRATI RIFERIBILI ALLE DIVERSE SORGENTI NATURALI E ANTROPICHE. APPARE CONFERMATA L'EFFICACIA DEL METODO ISOTOPICO, E IN PARTICOLARE DEL MODELLO SIAR. IL CONFRONTO CON IL METODO PARAMETRICO È SODDISFACENTE, SEPPUR CON DIFFUSE INCERTEZZE.

**I**l contributo delle differenti sorgenti di nitrati nelle acque è stato determinato mediante la sperimentazione di un modello di miscelamento isotopico (apporzionamento isotopico). Gli isotopi sono atomi dello stesso elemento caratterizzati da masse diverse, il cui rapporto, ad esempio  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ , è facilmente misurabile (*rapporto isotopico*). In natura esistono due isotopi stabili dell'azoto:  $^{14}\text{N}$  e  $^{15}\text{N}$  ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = 1/272$  rapporto in atmosfera). In genere i rapporti isotopici dell'azoto sono riportati in *per mille* (‰) relativi all'azoto molecolare presente in atmosfera  $\text{N}_2$ , utilizzando il simbolo delta:  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) =  $\{[(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_x / (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{AIR}}] - 1\} \times 1000$  dove  $x$  è il campione e AIR è il gas di riferimento internazionale,  $\text{N}_2$  atmosferico ( $\delta^{15}\text{N} = 0$ ).

L'ossigeno invece, ha tre isotopi stabili:  $^{16}\text{O}$ ,  $^{17}\text{O}$  e  $^{18}\text{O}$ . Il riferimento internazionale per l'ossigeno ( $\delta^{18}\text{O}$ ) è il valore medio dell'acqua oceanica V-SMOW ( $\delta^{18}\text{O} = 0$ ):  $\delta^{18}\text{O}$  (‰) =  $\{[(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_x / (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{V-SMOW}}] - 1\} \times 1000$

## L'alterazione isotopica nei processi chimici, fisici e biologici

Processi chimici, fisici e biologici possono alterare la composizione isotopica dei composti coinvolti nelle reazioni provocando in tal modo un frazionamento isotopico tra i reagenti e i prodotti.

In generale, l'isotopo più leggero (con massa minore) reagisce più velocemente di quello pesante, dando origine a prodotti isotopicamente più leggeri dei reagenti.

Le principali reazioni che controllano le dinamiche dell'azoto nel suolo e nelle acque sotterranee sono la mineralizzazione, la volatilizzazione, la nitrificazione e la denitrificazione, per la



maggior parte mediate da microrganismi. Il processo di trasformazione dell'azoto, in gran parte organico, in nitrato è schematizzato in *figura 1*.

Il processo di mineralizzazione della sostanza organica produce ione ammoniacale che rimane nel substrato attraverso la formazione di ammoniaca che può essere coinvolta nel fenomeno di volatilizzazione. La volatilizzazione, legata alla perdita di ammoniaca in atmosfera, è caratterizzata da un elevato frazionamento che vede l'ammoniaca persa in atmosfera particolarmente impoverita in  $^{15}\text{N}$ , mentre lo ione ammonio residuo nel suolo risulta particolarmente arricchito in  $^{15}\text{N}$ . Il fattore di arricchimento del substrato assume valori fino a 30‰, con una media di circa 20‰ in funzione della cinetica del processo. Il processo di volatilizzazione è particolarmente significativo nello spandimento di fertilizzanti ureici e durante la fase di stoccaggio degli effluenti zootecnici. Un ulteriore arricchimento dell'azoto nitrato avviene durante il processo

di nitrificazione: gli atomi di azoto presenti nella molecola di nitrato provengono dall'ammonio (già parzialmente arricchito in seguito al processo di volatilizzazione) e attraverso la formazione di nitrito, prodotto intermedio della nitrificazione, arrivando fino alla formazione dello ione nitrato. L'ulteriore arricchimento dell'azoto è da imputarsi alla reazione cineticamente più lenta, cioè il passaggio da ammonio a nitrito. Gli atomi di ossigeno legati alla molecola di nitrato, invece, provengono in parte dall'aria e in parte dall'acqua, in particolare 1 atomo è preso dall'ossigeno atmosferico e 2 atomi da quello presente nell'acqua. Il rapporto isotopico dell'ossigeno è pertanto strettamente legato alle caratteristiche isotopiche dell'acqua in cui avviene il processo di nitrificazione.

La denitrificazione (i.e. l'utilizzo del nitrato al posto dell'ossigeno quale substrato per l'ossidazione della materia organica) è un processo, mediato da batteri, in grado di provocare anche un elevato frazionamento nella composizione

isotopica del nitrato residuo; in base alle condizioni ambientali il frazionamento, cioè la discriminazione operata dai batteri verso le specie più "leggere", può variare da -1,8 a -40 ‰.

## Il modello sperimentale per la misura delle fonti di nitrati

Una spiccata differenza dell'impronta isotopica delle sorgenti di partenza rappresenta il prerequisite fondamentale per l'utilizzo di  $\delta^{18}\text{O}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  nell'identificazione delle fonti di nitrati nelle acque sotterranee e superficiali, soprattutto tenuto conto che tutti i processi di trasformazione a carico dell'azoto che possono avvenire al suolo, producono arricchimenti non definibili su base matematica perché dipendenti da troppe variabili ambientali.

La cinetica dei processi che coinvolgono l'azoto dipende infatti da numerosi fattori ambientali, quali ad esempio, la tessitura, l'umidità dei suoli ecc. e pertanto l'impronta isotopica finale del nitrato misurato nelle acque dipenderà fortemente, oltre che dall'impronta isotopica delle sorgenti, anche dall'ambiente in cui il nitrato si è prodotto. Per tale ragione la procedura sperimentale applicata per la determinazione dell'apportamento dei nitrati ha previsto la determinazione: - degli *intervalli isotopici tipici delle sorgenti utilizzate sul territorio* (figura 2); tale fase di sperimentazione è stata condotta mediante l'analisi isotopica dell'azoto presente nei reflui zootecnici, nei fertilizzanti minerali, nei reflui civili trattati e non trattati negli impianti di depurazione, e dell'azoto e dell'ossigeno presenti nella molecola di nitrato misurato negli eluati di suoli e di acque superficiali non impattate da sorgenti antropiche - degli *intervalli isotopici dell'azoto nitrato prodotto nei suoli dopo l'utilizzo delle suddette sorgenti*; tale fase di sperimentazione è stata condotta mediante l'analisi dello ione nitrato presente negli eluati dei suoli analizzati sia a priori dell'utilizzo delle sorgenti che dopo trattamento; in tal modo le differenze registrate nel dato relativo all'isotopo pesante dell'azoto sono state attribuite all'arricchimento determinato dai processi di trasformazione che subisce l'azoto immesso al suolo (fattori di correzione delle impronte isotopiche delle sorgenti) - dei valori isotopici dei nitrati misurati nelle acque.

FIG. 1  
FONTI DI NITRATI

Schema del processo di trasformazione dell'azoto.

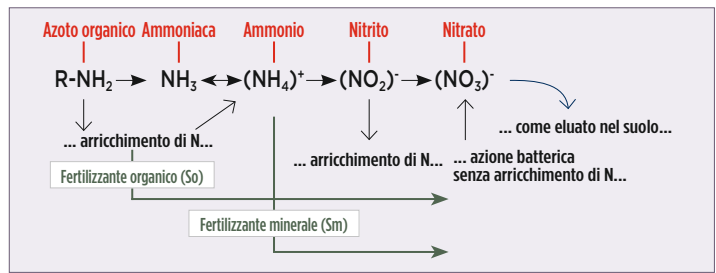
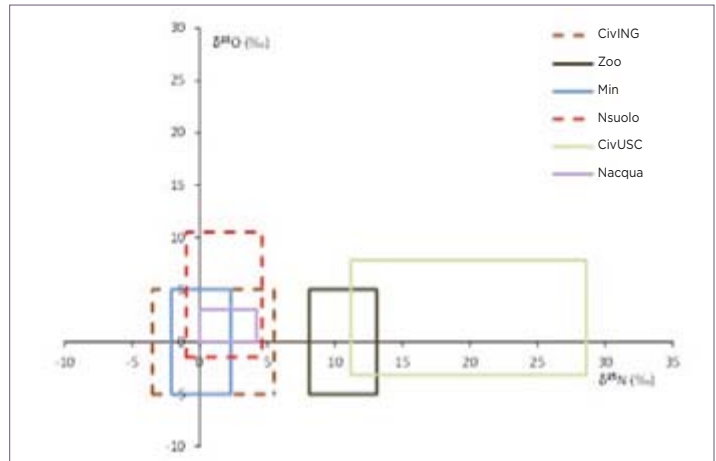


FIG. 2  
FONTI DI NITRATI

Intervalli isotopici del  $\delta^{15}\text{N}$  e del  $\delta^{18}\text{O}$  relativi alle sorgenti e determinati sperimentalmente.



## Attività analitica in laboratorio

Le analisi sui campioni di terreno prelevati nelle aree oggetto di studio sono state effettuate sia sul tal quale - per la determinazione dei parametri chimico-fisici quali tessitura, umidità, presenza di sostanza organica, capacità di scambio cationico, tenore di azoto totale - sia sull'eluato per la determinazione degli ioni principali calcio, magnesio, sodio, potassio, cloruri, solfati, bicarbonati e forme inorganiche dell'azoto.

L'eluato è stato ottenuto per aggiunta di acqua ultrapura in rapporto 1:5 al suolo seccato all'aria e setacciato a 2 mm. Dopo agitazione per 60 minuti, il campione è stato centrifugato e filtrato a 0,2  $\mu\text{m}$ . I campioni di reflui zootecnici e civili non trattati sono stati analizzati per i parametri chimico-fisici da ricercare sull'eluato. L'eluato è stato ottenuto per aggiunta di acqua ultrapura in rapporto 1:5 al liquame liofilizzato, dopo agitazione per 60 minuti.

Le indagini isotopiche sono state condotte nel caso dei suoli sia sul tal quale che sull'eluato, nel caso dei reflui solo sul tal quale, dato che la forma nitrica dell'azoto era praticamente assente o al di sotto dei limiti di rilevabilità del metodo isotopico per i nitrati.

Per lo svolgimento delle operazioni di campionamento, conservazione, filtrazione e pretrattamento delle acque da sottoporre ad analisi di rapporti isotopici dell'azoto ( $\delta^{15}\text{N}$ ) e dell'ossigeno ( $\delta^{18}\text{O}$ ) dei nitrati disciolti,

è stato applicato il protocollo analitico proposto da Silva e collaboratori (2000). La metodica consente di concentrare i nitrati disciolti nelle acque (e degli eluati dei suoli) su resine a scambio anionico, che, previo recupero dalle resine stesse, vengono quindi analizzati per il contenuto isotopico mediante spettrometria di massa.

## Modello di miscelamento isotopico

Lo step finale della metodologia sperimentale per la determinazione dell'apportamento dei nitrati in falda ha previsto l'applicazione di un modello matematico di miscelamento isotopico. Negli ultimi decenni, la comunità scientifica interessata a studi ecologici ha proposto diversi modelli di miscelamento (*Mixing Models*) isotopico per identificare i contributi delle diverse fonti di cibo nelle diete dei consumatori. Phillips (2002) propose di utilizzare un set di equazioni algebriche (*Linear Mixing Models*) per identificare tali contributi. Partendo da tali equazioni Phillips (2002) sviluppò il modello Isosource; tale modello di miscelamento è in grado di restituire una serie di possibili valori di ripartizione delle fonti. La maggior limitazione di tale modello di miscelamento isotopico consiste nel fatto che non permette di incorporare le incertezze e le variazioni che caratterizzano i dati di *input* (incertezze associate ai rapporti isotopici delle fonti

di cibo e ai fattori di arricchimento dovuti al trasferimento lungo la catena trofica), cioè non permette di considerare la variabilità naturale.

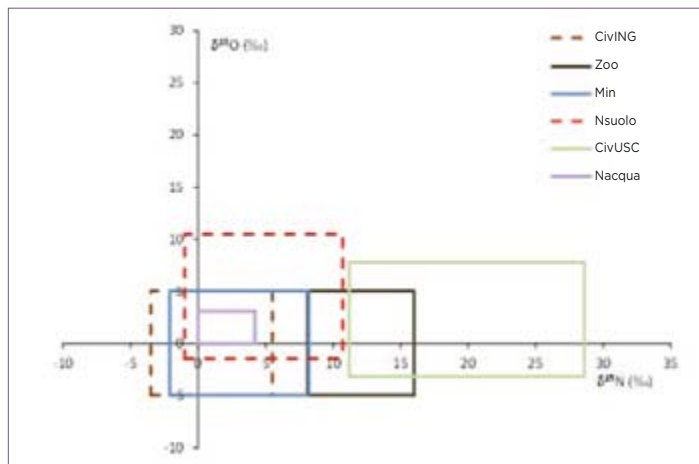
Per superare tale limitazione, sono stati sviluppati dei nuovi modelli di miscelamento isotopico quali ad esempio il MixSIR (Moore and Semmens, 2008) e il Siar (Parnell et al., 2010). Entrambi i modelli di nuova generazione sono basati sulla risoluzione di un sistema di equazioni lineari mediante l'utilizzo di tecniche di statistica Bayesiana per identificare i contributi proporzionali delle fonti di cibo. I modelli Bayesiani restituiscono i valori dei contributi proporzionali sotto forma di distribuzione di probabilità (valori di tendenza centrale e intervalli di confidenza). Per determinare l'apportamento dei nitrati nelle acque abbiamo scelto di applicare il modello di miscelamento Siar.

Il modello Siar utilizza i fattori di correzione, per costruire un dominio isotopico entro cui devono cadere i dati isotopici dei campioni d'acqua da apportionare; in base alla regola secondo la quale il nitrato è generalmente arricchito rispetto all'azoto reagente, i fattori di correzione andranno sommati al rapporto isotopico della sorgente. La rielaborazione degli intervalli isotopici corretti delle sorgenti è rappresentata nella figura 3.

Tenendo in considerazione che il modello isotopico ha particolare significato laddove sia incerta la prevalenza di una sorgente rispetto alle altre, le aree sulle quali è stato applicato lo studio isotopico sono state scelte per la maggior parte con la finalità di risolvere tale incertezza (contributo misto). I risultati dell'applicazione del modello Siar hanno confermato tale ipotesi di contributo misto, offrendo la possibilità di quantificare tale contributo, seppur con un'incertezza del dato fino al 40% (in alcuni casi). Nelle aree indagate si è evidenziato che il contributo derivante dalle attività agricole è maggiore di quello imputabile alla pressione civile (almeno nelle acque sotterranee) e che il contributo imputabile alla fertilizzazione minerale sia più alto di quello legato alla fertilizzazione zootecnica. È da tenere ben presente che le aree sperimentali indagate rappresentano il 3% della superficie dell'intero territorio e che tali risultati sono da considerarsi preliminari, in quanto vista la complessità del sistema indagato, sarà necessario aumentare la numerosità sia dei dati relativi alle sorgenti, sia dei dati relativi ai suoli e ai

FIG. 3  
FONTI DI NITRATI

Intervalli isotopici corretti del  $\delta^{15}\text{N}$  e del  $\delta^{18}\text{O}$  relativi alle sorgenti.



fattori di correzione delle sorgenti. Infine sarà necessario aumentare la frequenza del monitoraggio dei punti da indagare isotopicamente.

### Un metodo efficace, ma occorre processare altri dati

L'applicazione del metodo isotopico in generale, e in particolare del modello Siar, ha dimostrato la sua efficacia per ottenere una stima, seppur probabilistica e affetta da un'ineludibile quota d'incertezza, dell'apportamento e dell'attribuzione alle relative sorgenti potenziali che determinano la presenza di nitrati nelle acque superficiali e sotterranee rilevati con le reti di monitoraggio

(essenzialmente quella ai sensi della WFD); ciononostante risulta necessario ridurre l'incertezza dell'apportamento aumentando il numero di dati modellizzati.

La conoscenza del contributo delle varie sorgenti a integrazione dei dati derivanti dai monitoraggi delle acque superficiali e sotterranee potrà essere di supporto alla pianificazione e alla definizione di misure di tutela che promuovano lo sviluppo e l'incontro di politiche coordinate e condivise di tutela ambientale e di sviluppo rurale e territoriale sostenibile.

**Bernardo De Bernardinis**

Ispra, Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale

### RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Moore, J.W., and B.X. Semmens. 2008. *Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models*. Ecol. Lett. 11:470-480.
- Parnell, A.C., R. Inger, S. Bearhop, and A.L. Jackson. 2010. *Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation*. PLoS ONE 5(3):E9672.
- Phillips, D.L., and P.L. Koch. 2002. *Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models*. Oecologia 130:114-125.
- Silva, S.R., Kendall, C., Wilkison, D.H., Ziegler, A.C., Chang, C.C.Y., Avanzino, R.J., 2000. *A new method for collection of nitrate from fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios*. J. Hydrol. 228, 22-36.



# LE SORGENTI DI NITRATI, STUDIO SUL BACINO DEL PO

I PRIMI RISULTATI DELLO STUDIO DI ISPRA, REALIZZATO CON IL SISTEMA DELLE AGENZIE AMBIENTALI, HA RIGUARDATO IL BACINO DEL PO, LA PIANURA VENETA E IL FRIULI VENEZIA GIULIA. TRA LE EVIDENZE PIÙ SIGNIFICATIVE IL FATTO CHE IL CONTRIBUTO ZOOTECNICO NON È SIGNIFICATIVAMENTE PREVALENTE NEL DARE ORIGINE A NITRATI NELLE ACQUE.

Sulla base di quanto previsto dall'accordo Stato-Regioni del 5 maggio 2011, nella primavera del 2012 il ministero delle Politiche agricole e forestali (Mipaaf) e l'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (Ispra) hanno siglato una convenzione finalizzata ad affinare il livello conoscitivo sull'origine del contenuto dei nitrati nelle acque sotterranee e superficiali presenti nelle Regioni del bacino del Po, della pianura Veneta e del Friuli-Venezia Giulia. Per tale finalità, sono stati utilizzati i dati del contenuto di nitrati misurati dalla rete nazionale Sintai, ed europea, EioNet, di monitoraggio della qualità delle acque (figura 1) e sono state sviluppate metodologie e strumenti innovativi per valutare l'apportamento tra le diverse sorgenti potenziali (fertilizzanti minerali, effluenti zootecnici, reflui urbani e fanghi di depurazione).

Le attività sono state condotte con il concorso delle Arpa (Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto e Friuli-Venezia Giulia) e in collaborazione con le Regioni afferenti alle aree d'indagine. I risultati del progetto sono stati presentati in una giornata di studio organizzata a Roma lo scorso 28 gennaio. Alla giornata hanno preso parte i decisori politici nazionali e regionali, la Dg Ambiente della Commissione europea, la comunità scientifica nazionale ed europea, il sistema nazionale per la protezione dell'ambiente e i portatori di interesse.

I rappresentanti della comunità scientifica europea hanno presentato i risultati di studi sull'apportamento delle sorgenti di nitrato nelle acque attraverso l'approccio multi-isotopico effettuati in Belgio e Spagna.

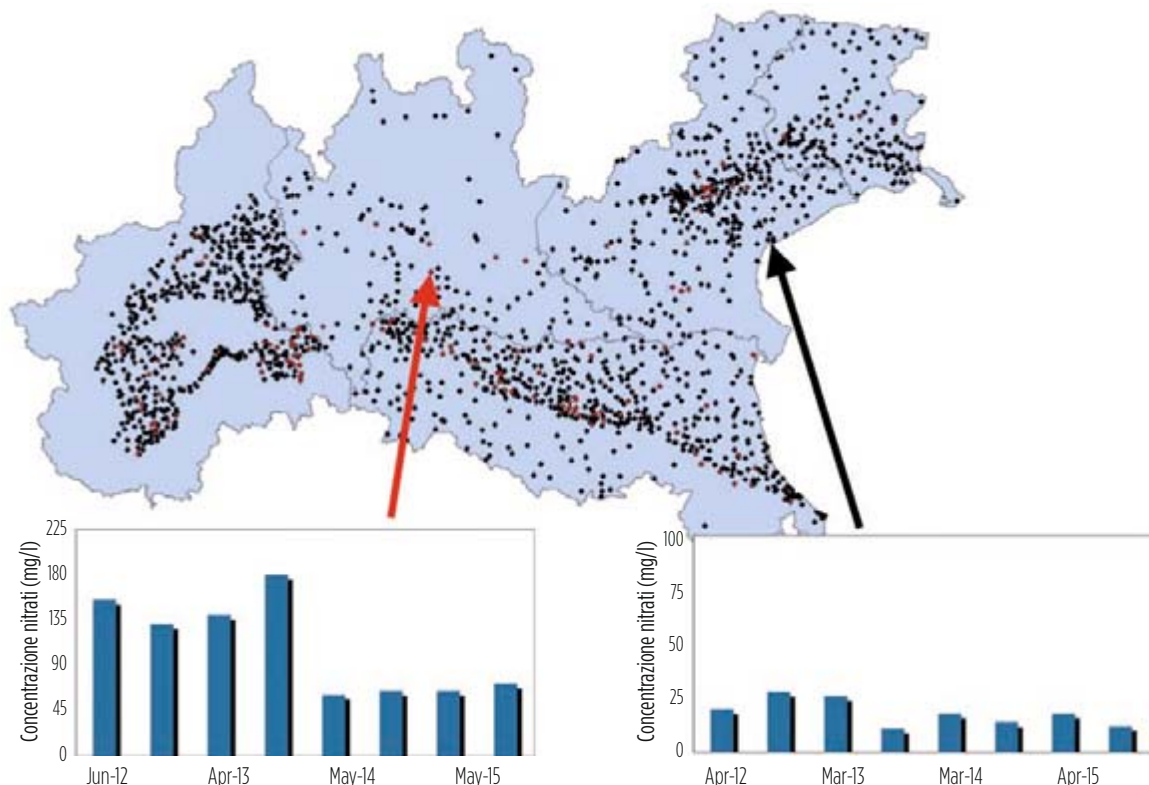
## Le sorgenti di nitrati, il modello parametrico utilizzato nello studio

Per una prima valutazione di una graduatoria di pericolosità di impatto da nitrati sulle acque sotterranee e superficiali nell'area di indagine è stato sviluppato un modello parametrico basato su un indice qualitativo, l'indice SPEC (*Sorgente, PEricolo e Controllo*). Tale modello, derivato da una fusione di indici già proposti e validati quali Sintacs (Civita e De Maio, 2000), Ipnoa (Padovani e Trevisan, 2002) e Ipnoc (Frullini e Pranzini, 2008), è basato sull'assegnazione di punteggi alle sorgenti, al carico totale di azoto e alle caratteristiche sito-specifiche legate a parametri climatici, pedologici, idrogeologici e antropici valutate su base comunale.

FIG. 1  
NITRATI NELLE ACQUE

Valori medi annuali dei nitrati nelle acque superficiali (SW) e sotterranee (GW), ottenuti sulla base dei dati del rapporto ex art. 10 della direttiva 91/676/CEE per il quadriennio 2008-2011 e distinti in relazione alla soglia di concentrazione di 50mg/l.

- Superamenti di soglie di concentrazione
- Non superamento



Il risultato finale è l'indice di pericolo SPEC, calcolato come sommatoria di indici parziali ottenuti per ciascuna sorgente.

## Il modello isotopico

Le indagini isotopiche forniscono un supporto nell'identificazione e valutazione dei contributi, che possono portare a una presenza di valori elevati di nitrati nelle acque sotterranee e superficiali. Infatti, i nitrati che originano da diverse sorgenti mostrano una composizione isotopica dell'azoto e/o dell'ossigeno caratteristica della fonte da cui originano.

Da un punto di vista isotopico, l'applicazione del modello richiede la caratterizzazione delle sorgenti presenti nelle aree di indagine.

A tal fine sono state individuate aree di "taratura", caratterizzate da pratiche agricole e processi ambientali diversi per rendere più efficace la discriminazione dei diversi contributi delle sorgenti nei rapporti isotopici tipizzanti.

In tali aree sono stati prelevati campioni di suoli, acque superficiali e profonde, reflui civili e zootecnici, fertilizzanti minerali e fanghi di depurazione.

La marcatura isotopica delle potenziali sorgenti è stata utilizzata per valutare l'apportionamento delle diverse sorgenti potenziali nelle aree "vulnerate" da nitrati, individuate tra quelle con concentrazioni di nitrato prossime ai 50 mg/l.

I dati isotopici sono stati integrati da indagini chimico-fisiche effettuate nei punti di riferimento delle reti di monitoraggio.

Le sei aree di taratura selezionate sono:

- "bianco": area caratterizzata dall'assenza di pressioni antropiche
- "sorgente singola": area caratterizzata dall'utilizzo di fertilizzanti minerali



FOTO: G. GALEOTTI - FICKR, CC

- "sorgente singola": area caratterizzata dall'utilizzo di effluenti zootecnici

- "sorgente multipla": area caratterizzata dall'utilizzo di fertilizzanti minerali ed effluenti zootecnici

- "sorgente multipla": area caratterizzata dall'utilizzo di fertilizzanti minerali e fanghi di depurazione da reflui urbani

- "denitrificazione": area caratterizzata dall'assenza di impatto da nitrati nonostante l'insistenza di pressioni antropiche di differente origine.

I rapporti isotopici determinati nei suoli prelevati nell'area di "bianco" in Piemonte e nei suoli definiti "nudi" – cioè che non hanno subito trattamenti minerali e/o zootecnici da almeno 8 mesi – sono stati utilizzati per definire il valore di fondo da assumere nelle successive analisi.

Il confronto tra i risultati ottenuti "pre" e "post" trattamento (concimazione) ha consentito di quantificare il conseguente "arricchimento" di azoto per i rapporti isotopici  $\delta^{15}N$ .

Per la selezione delle 86 aree vulnerate, pari a circa il 3% della somma delle

superfici delle regioni interessate dalle attività della Convenzione (figura 2), sono stati adottati i seguenti criteri:

- punti di monitoraggio con concentrazione di nitrato maggiore di 40 mg/l, il tenore di nitrati è da intendersi come un valore medio calcolato almeno su un triennio di dati consecutivi il più possibile recenti

- punti di monitoraggio con un trend crescente della concentrazione di nitrati, valutato su un triennio di dati consecutivi il più possibile recenti

- la distribuzione dei punti di monitoraggio sul territorio, tenendo in considerazione la definizione dei corpi idrici riportata nei piani di gestione regionale

- un'omogenea ripartizione delle aree vulnerate tra acque sotterranee e acque superficiali tale da rappresentare la distribuzione percentuale delle non conformità registrate sulla base dei dati della rete di monitoraggio utilizzata per la direttiva Nitrati

- punti di monitoraggio nei corpi idrici superficiali tenendo conto anche delle

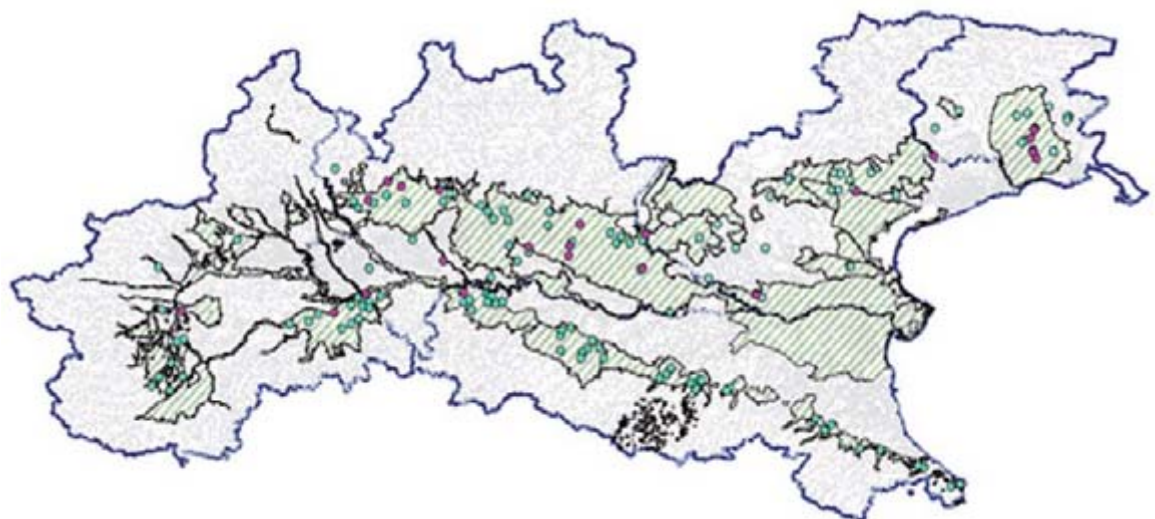
FIG. 2  
NITRATI NELLE ACQUE

Applicazione del modello isotopico nell'area del bacino del Po, della pianura veneta e del Friuli-Venezia Giulia.

Fonte: Ispra, 2014.

Aree Vulnerate

- GW
- SW
- ZVN 2008-2011
- idrografia 1:250.000



risultanze ottenute con l'applicazione dell'indicatore Limeco oltre al tenore e al trend dei nitrati

- punti di monitoraggio caratterizzati da un elevato grado di incertezza rispetto alle potenziali pressioni incidenti.

Le attività in campo hanno avuto inizio nel giugno 2014 e sono proseguite fino a novembre 2014; le aree vulnerate sono state ripartite tra le cinque regioni nel modo seguente:

- Piemonte: 18 aree con 22 punti di campionamento
- Lombardia: 25 aree con 52 punti di campionamento
- Emilia-Romagna: 18 aree con 39 punti di campionamento
- Veneto: 15 aree e 22 punti di campionamento
- Friuli-Venezia Giulia: 10 aree e 20 punti di campionamento.

Per l'apportionamento è stato utilizzato il modello SIAR (Xue D., De Baets B., Van Cleemput, Hennessy C., Berglund M. e Boeckx P.) che valuta – sulla base della statistica bayesiana applicata al miscelamento isotopico – la distribuzione di probabilità dei diversi contributi e l'incertezza associata.

L'applicazione del SIAR alle aree "vulnerate" ha consentito di apportionare i contributi delle diverse sorgenti potenziali così come riassunto nel seguito:

- la presenza di un valore di fondo della concentrazione di nitrati nei suoli pari a circa 10% del valore della concentrazione totale; tale valore non è quindi trascurabile
- la presenza di un valore compreso tra il 2% e il 18% attribuibile alla componente civile, in alcuni casi anche questo non trascurabile
- l'individuazione di aree in cui sono presenti significativi processi di denitrificazione
- l'apportionamento dei contributi dovuti all'applicazione di fertilizzanti minerali e quelli di origine zootecnica.

Il SIAR è stato applicato sia ai singoli pozzi che a raggruppamenti degli stessi, ottenuti mediante l'applicazione di un'analisi statistica di *clustering* partendo dall'utilizzo dei dati di pressione per unità di superficie specifica comunale (uso del suolo) e dai dati isotopici nelle acque. L'analisi di clusterizzazione ha evidenziato che l'aumento del numero dei campioni processati determina una diminuzione della variabilità associata ai risultati di apportionamento dimostrando pertanto che la metodologia utilizzata risulta robusta e convergente. Considerando però maggiormente significativa l'elaborazione dei dati di monitoraggio isotopico per singolo

pozzo, si evidenzia l'estrema necessità di aumentare il numero di campagne di monitoraggio al fine di conservare la sito-specificità dell'indagine (elaborazione su singolo pozzo), diminuendone l'incertezza associata (variabilità del dato calcolato di apportionamento).

## Analisi comparativa modello isotopico-modello parametrico

Dal confronto del modello isotopico con quello parametrico, sono confermate le principali indicazioni fornite dal modello parametrico e cioè che:

- il contributo misto, quale concorso e combinazione di diverse tipologie di sorgenti, si rappresenta, tranne nel caso del Piemonte, sempre superiore al 50%
- il contributo zootecnico, non è mai significativamente prevalente<sup>1</sup> e il suo concorso a quello misto è circa pari a quello minerale, mitigando così le stime del modello parametrico che indicavano il contributo zootecnico sempre inferiore a quello minerale
- il contributo minerale prevalente si conferma in Piemonte, dove altresì si riduce in modo significativo il contributo zootecnico prevalente

- il contributo civile non è mai prevalente, anzi è assente dalle aree vulnerate scelte, e il suo concorso a quello misto è quasi sempre inferiore sia a quello zootecnico che a quello minerale.

Rimane pertanto confermata l'efficacia del metodo isotopico per l'apportionamento e l'attribuzione alle relative sorgenti potenziali della concentrazione di nitrati, così come quello del modello parametrico per previsioni sia delle pressioni sui suoli, sia della vulnerabilità delle acque attraverso i suoli, sia dei conseguenti impatti sul buono stato qualitativo ed ecosistemico delle acque stesse, per lo sviluppo e l'incontro di politiche coordinate e condivise di tutela ambientale e di sviluppo rurale e territoriale sostenibile.

**M. Belli, N. Calace, I. Marinosci, M. Peleggi, G. Rago, F. Saccomandi**

Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (Ispra)

### NOTE

<sup>1</sup> Prevalente: sorgente che concorre al contributo totale con una percentuale  $\geq 75\%$



FOTO: TURISMO EMILIA-ROMAGNA - FICCR/CC

### RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Civita M., De Maio M. (2000). *SINTACS R5, Valutazione e cartografia automatica della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento con il sistema parametrico*. Ed. Pitagora, Bologna.

Frullini R., Pranzini G. (2008). *L'indice di pericolo d'inquinamento delle falde da nitrati di origine civile (IPNOC)*. Rendiconti online Soc. Geol. It., 2, 1-3.

Padovani L., Trevisan M. (2002). *I nitrati di origine agricola nelle acque sotterranee. Un indice parametrico per l'individuazione di aree vulnerabili*. Ed. Pitagora, Bologna.

Xue D., De Baets B., Van Cleemput, Hennessy C., Berglund M., Boeckx P. (2014). *Classification of Nitrate Polluting Activities through Clustering of Isotope Mixing Model Outputs*. Journal of Environmental Quality, 1486-1497.

# MISURA E VALUTAZIONE DEI NITRATI IN FALDA

LA PRESENZA DI NITRATI NELLE ACQUE SOTTERRANEE È UN PROBLEMA RILEVANTE A LIVELLO GLOBALE, IN QUANTO PUÒ DRASTICAMENTE LIMITARE LA DISPONIBILITÀ DI ACQUA DESTINATA AL CONSUMO UMANO, USO PREGIATO DELLA RISORSA IDRICA. GRAZIE ALL'EVOLUZIONE DEL MONITORAGGIO, IN EMILIA-ROMAGNA SI HA UNA BUONA CONOSCENZA DELLE AREE CRITICHE.

La presenza di nitrati nelle acque sotterranee rappresenta un problema rilevante nell'ambito dell'inquinamento delle stesse a livello mondiale, in quanto può drasticamente limitare il consumo umano, uso pregiato della risorsa idrica. La direttiva europea sulle acque (2000/60/CE) e quella relativa alle acque sotterranee (2006/118/CE) stabiliscono il limite massimo di concentrazione di 50 mg/l di nitrati per definire il *buono stato di qualità dei corpi idrici sotterranei*; oltre questo limite lo stato dei corpi idrici è definito *scarso* e devono essere intraprese misure di risanamento per ridurre le concentrazioni dell'inquinante. Il limite per la qualità ambientale di 50 mg/l di nitrati è stato recepito nel nostro paese dal Dlgs 30/09 e coincide con la concentrazione massima ammissibile per le acque destinate al consumo umano stabilito dal Dlgs 31/01. La concentrazione di nitrati nelle acque sotterranee dipende sia dall'entità delle pressioni antropiche puntuali o diffuse che insistono sui corpi idrici sotterranei, sia dalle caratteristiche di vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento. Essendo lo ione nitrato completamente disciolto in acqua e difficilmente immobilizzabile dal terreno, una volta raggiunto l'acquifero è facilmente trasportato dal flusso di falda. Per prevenire l'inquinamento da nitrati nelle acque sotterranee, occorre pertanto agire sulla riduzione dei carichi di azoto al suolo e in particolare adottare idonee misure finalizzate alla protezione degli acquiferi, a partire dalle zone di ricarica di questi ultimi, al fine di ridurre la possibilità di infiltrazione dei nitrati e di altri contaminanti associati.

## Il monitoraggio e l'individuazione delle zone critiche in Emilia-Romagna

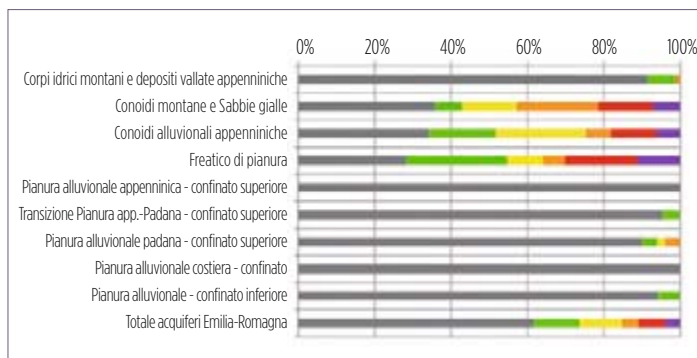
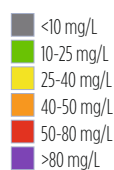
In Emilia-Romagna il monitoraggio chimico delle acque sotterranee, avviato nel 1987, associato al monitoraggio



FOTO: EMILIUS - FLICKR, CC

FIG. 1  
NITRATI,  
EMILIA-ROMAGNA

Presenza di nitrati nelle diverse tipologie di corpi idrici sotterranei.



quantitativo che dispone di dati a partire dal 1976, ha permesso di individuare le zone critiche del territorio regionale per la presenza di nitrati e di verificarne l'evoluzione delle concentrazioni nel tempo nei diversi contesti territoriali. Grazie alla definizione del modello concettuale delle acque sotterranee a scala regionale, descritto nel *Piano di tutela delle acque* della Regione Emilia-Romagna (2005) e perfezionato nel *Piano di gestione dei distretti idrografici padano e Appennino settentrionale* (Regione Emilia-Romagna, 2010), è stato impostato il monitoraggio dei corpi idrici sotterranei, tenendo conto della tipologia di acquifero (*libero* o *confinato*), della vulnerabilità intrinseca, dell'età e velocità di rinnovamento delle

acque nei corpi idrici, del carico di azoto al suolo (*pressioni antropiche*). Nella recente revisione del monitoraggio regionale delle acque sotterranee sono stati individuati e caratterizzati per la prima volta i corpi idrici nella porzione montana del territorio regionale, mentre in pianura i corpi idrici sono stati distinti in 3 livelli anche in base alla profondità: in superficie il *corpo idrico freatico di pianura*, rappresentato dai primi 10 metri circa di sedimenti per l'intera porzione di pianura che sovrasta i *corpi idrici confinati superiori* e *inferiori*, distinti a loro volta nel *sistema delle conoidi alluvionali* e delle *pianure alluvionali appenninica e padana*. La definizione dei corpi idrici con la profondità è stata effettuata sulla base

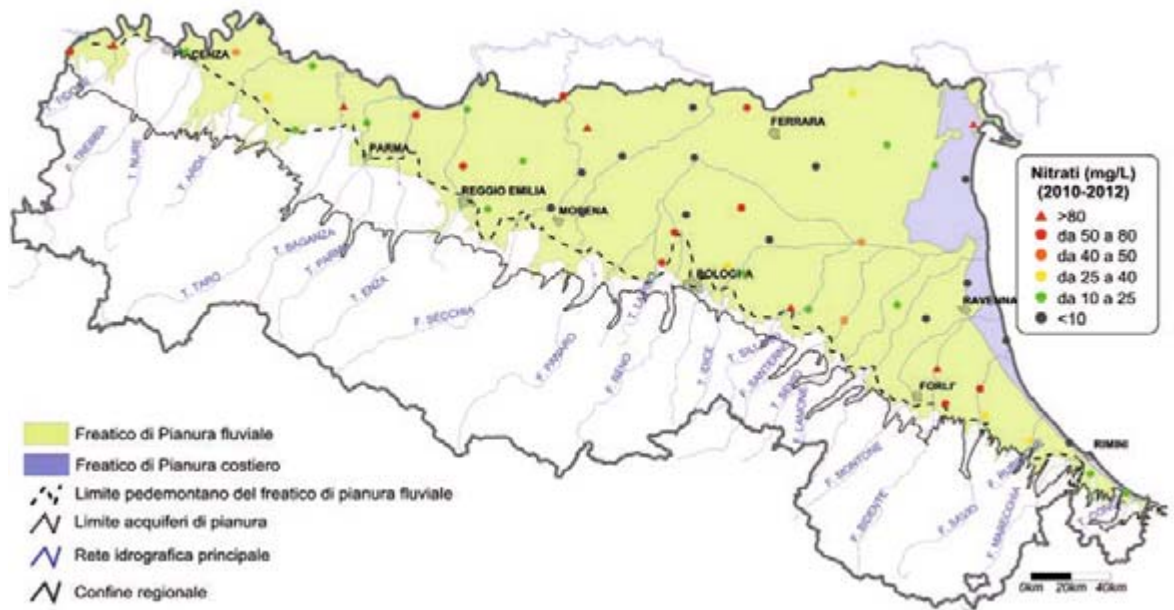


FIG. 2  
NITRATI,  
EMILIA-ROMAGNA

Concentrazione media di nitrati nei corpi idrici freatici di pianura (2010-2012).

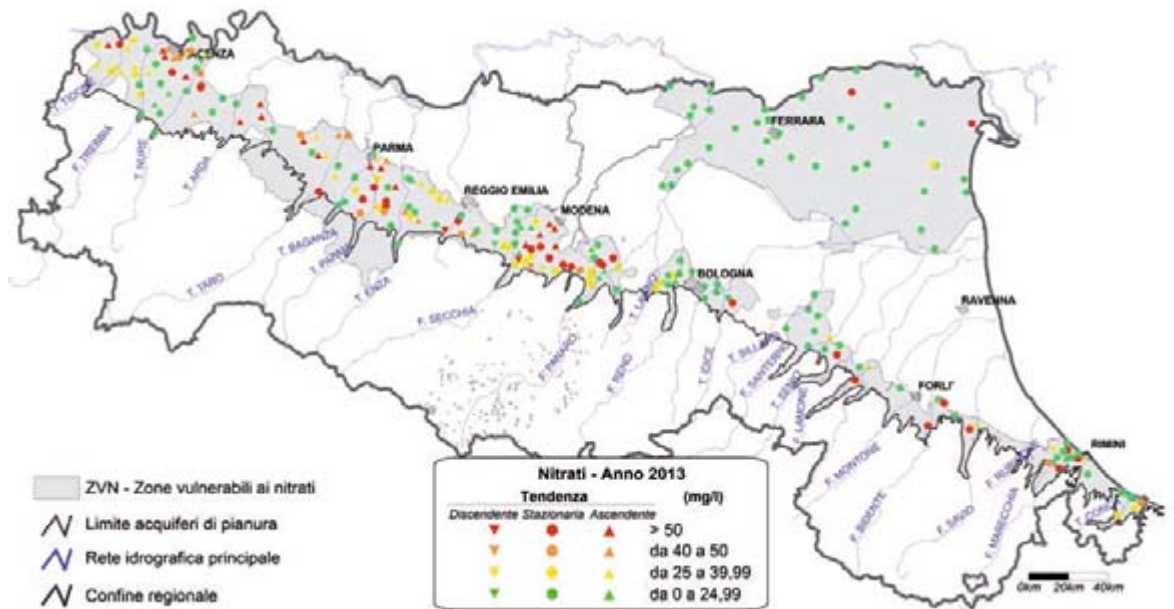


FIG. 3  
NITRATI,  
EMILIA-ROMAGNA

Concentrazione media e tendenza di nitrati nelle acque sotterranee in ZVN (2013)

sia delle caratteristiche geologiche e idrogeologiche, sia delle pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici e che diminuiscono con l'aumentare della profondità. Le *conoidi alluvionali appenniniche* risultano pertanto distinte, a seconda della loro dimensione, in un massimo di 3 corpi idrici, di cui due nella *porzione confinata (superiore e inferiore)* e uno in apice di conoide che rappresenta la *porzione di acquifero libero* (monostrato). Le aree di ricarica degli acquiferi profondi sono prevalentemente ubicate in queste ultime tipologie di corpi idrici, e il flusso idrico sotterraneo procede verso le porzioni confinate di conoide e poi, con gradienti ancora più bassi, verso la pianura alluvionale appenninica o quella padana nella porzione occidentale della regione.

Le caratteristiche idrogeologiche descritte e il monitoraggio chimico delle acque sotterranee (Arpa Emilia-Romagna, 2005; 2010; 2013) permettono di identificare nella fascia delle *conoidi alluvionali appenniniche* la principale zona di ricarica degli acquiferi profondi e pertanto è la zona nella quale possono facilmente infiltrarsi i nitrati e dove le condizioni idrochimiche ossidanti ne permettono la stabilità chimica (ione nitrito) durante il trasporto in falda. Condizioni idrochimiche che evolvono naturalmente e progressivamente verso condizioni riducenti, con acque mediamente più antiche, nelle porzioni confinate di conoide e di pianura alluvionale, dove l'azoto è presente nella forma di ione ammonio.

Nei corpi idrici sotterranei confinati e profondi dell'Emilia-Romagna sono stati valutati e quantificati, tra gli altri, i *valori di fondo naturale dello ione ammonio* derivante dalle particolari condizioni idrochimiche esistenti e dalla presenza di sostanza organica sepolta durante le diverse fasi geologiche che hanno portato alla formazione della pianura padana (Arpa Emilia-Romagna, 2013). Le conoide alluvionali appenniniche costituiscono le zone nelle quali si concentrano i prelievi a uso acquedottistico per la presenza di acque con qualità medio-alta e sono contestualmente individuate come le principali *zone vulnerabili ai nitrati* (ZVN) individuate dalla Regione Emilia-Romagna, come previsto della direttiva Nitrati (91/676/CEE).

Nelle ZVN sono previsti particolari divieti e regolamentazioni circa la gestione e lo spandimento di reflui zootecnici, e in generale è prevista l'ottimizzazione dell'uso di azoto in funzione della tipologia di coltivazione attraverso l'adozione di *programmi di azione*.

Il primo triennio di monitoraggio delle acque sotterranee sui nuovi corpi idrici sotterranei permette di completare le informazioni ambientali nella porzione montana del territorio regionale, mentre in pianura permette di ottenere un maggiore dettaglio nella distribuzione della contaminazione da nitrati con la profondità e nei diversi ambienti idrogeochimici. Nel triennio sono stati effettuati 2832 campionamenti e analisi chimiche di acque su un totale di 549 stazioni di monitoraggio. I risultati evidenziano che l'89,1% delle stazioni di monitoraggio ha una concentrazione media di nitrati minore del limite di 50 mg/l, mentre le restanti 7,1% e 3,8% sono rispettivamente comprese nella classe 50-80 mg/l e in quella maggiore di 80 mg/l (figura 1). Le stazioni con presenza di nitrati in concentrazione superiore ai limiti di legge sono ubicate prevalentemente negli *acquiferi freatici di pianura* (figura 2), nelle *conoidi alluvionali appenniniche* e nelle *conoidi montane*. Si conferma inoltre l'assenza di concentrazioni significative di nitrati nei corpi idrici montani e in quelli confinati di pianura alluvionale appenninica, padana e costiera.

Nelle conoidi, la presenza di nitrati è stata analizzata anche nelle sue 3 porzioni, dove presenti: *libera, confinata superiore e confinata inferiore*.

Le situazioni di maggiore

compromissione sono quelle di contestuale presenza di nitrati, oltre i limiti di legge, nelle diverse porzioni, o quando presente un incremento di concentrazione dalla porzione libera a quelle confinate, in particolare quella confinata inferiore.

Le conoidi maggiormente impattate dalla presenza di nitrati sono quelle emiliane, tra le quali: Tidone, Luretta, Trebbia, Nure e Arda nelle porzioni libere; Chiavenna, Arda, Stirone e Parola nelle porzioni confinate superiori; Stirone, Taro, Parma, Baganza ed Enza nelle porzioni sia libere che confinate inferiori; Crostolo e Tresinato nelle porzioni confinate inferiori; Secchia, Tiepido e Panaro in tutte le porzioni di conoide. Tra le conoidi romagnole si riscontrano superamenti di nitrati generalmente nelle porzioni libere, come nel caso di Senio, Lamone, Montone, Rabbi, Ronco, Savio e Marecchia, e situazioni localizzate nelle porzioni confinate si riscontrano nelle conoidi Aposa, Savena, Zena, Idice, Quaderna, Marecchia e Conca.

Il monitoraggio condotto nell'anno 2013 ha confermato i risultati del triennio 2010-2012 e nell'ambito delle ZVN sono state valutate, considerando il periodo 2001-2012, le tendenze delle concentrazioni di nitrati nel tempo (figura 3). L'evoluzione temporale delle tendenze con il prosieguo del monitoraggio permetterà di valutare l'efficacia delle misure in atto finalizzate alla riduzione delle concentrazioni di nitrati in falda, tenendo presente che il sistema idrico sotterraneo è molto inerziale e quindi i tempi per osservare significative inversioni di tendenza sono relativamente lunghi.

## L'applicazione del modello Isontrate

Contestualmente ai monitoraggi per la rete regionale, Arpa Emilia-Romagna ha partecipato al progetto sperimentale di applicazione del *modello Isontrate*, coordinato da Ispra, finalizzato all'approfondimento del livello conoscitivo circa l'origine dei nitrati nelle acque di falda. Lo studio, attraverso una dettagliata conoscenza delle pressioni e mediante indagini analitiche isotopiche, mira a *stimare l'apportamento dei contributi generati dalle diverse sorgenti di azoto* (zootecnico, minerale, civile); in particolare per la sperimentazione, che comprendeva campioni per la taratura del modello e campioni in aree vulnerate per l'applicazione del modello stesso, per l'Emilia-Romagna è stata proposta per la taratura un'*area a sorgenti multiple*. L'area in questione è situata in provincia di Reggio Emilia, tra le località Guastalla e Gualtieri, a sinistra del fiume Crostolo e corrisponde a una zona soggetta a pressioni provenienti da sorgenti multiple di tipo zootecnico, da fertilizzanti di sintesi e da altre fonti di origine civile. Per quanto riguarda invece l'applicazione del modello, in Emilia-Romagna sono state individuate 18 aree vulnerate rappresentate da 38 pozzi e una stazione fluviale, afferenti alle reti regionali superficiali e sotterranee; i punti sono stati individuati in base a criteri omogenei per tutte le regioni coinvolte nella sperimentazione e in particolare fanno riferimento a stazioni di monitoraggio con concentrazione significativa di nitrato (generalmente maggiore di 38 mg/l, pari al 75% della concentrazione massima ammissibile), caratterizzati da un *trend* crescente di concentrazione (valutato su un periodo temporale statisticamente significativo), garantendo ampia e omogenea distribuzione dei punti di monitoraggio sul territorio regionale.

Gli esiti delle sperimentazioni effettuate nel bacino padano in collaborazione con Ispra, seppure al momento ancora non complete, potranno ragionevolmente, dopo opportuni approfondimenti, fornire un supporto scientifico, per individuare con maggiore certezza le pressioni sulle quali intervenire nelle diverse zone del territorio regionale.

**Marco Marcaccio, Donatella Ferri**

Direzione tecnica Arpa Emilia-Romagna

### DOCUMENTI DI RIFERIMENTO

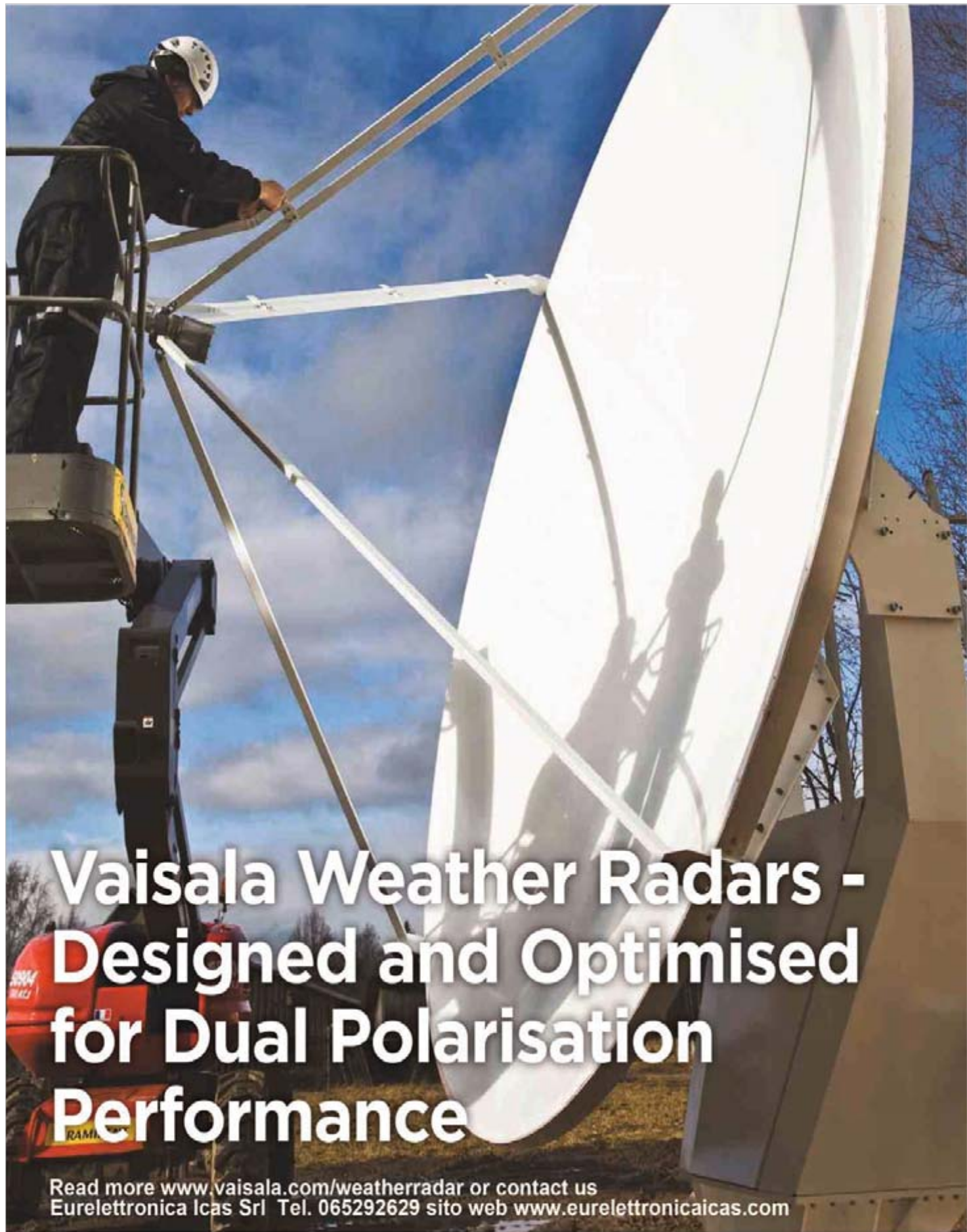
Arpa Emilia-Romagna, 2005. *Le caratteristiche degli acquiferi dell'Emilia-Romagna. Report 2003*. A cura di A. Fava, M. Farina, M. Marcaccio. Rapporto tecnico Arpa Emilia-Romagna, Scandiano (RE). 244 pp. [http://www.arpa.emr.it/dettaglio\\_documento.asp?id=553&idlivello=234](http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=553&idlivello=234)

Arpa Emilia-Romagna, 2010. *Rete Regionale di Monitoraggio delle Acque Sotterranee. Relazione annuale dati 2008. Relazione triennale 2006-2008*. A cura di Marco Marcaccio. Rapporto tecnico. [http://www.arpa.emr.it/dettaglio\\_documento.asp?id=2309&idlivello=112](http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=2309&idlivello=112)

Arpa Emilia-Romagna, 2013. *Monitoraggio dei corpi idrici sotterranei dell'Emilia-Romagna ai sensi delle Direttive 2000/60/CE e 2006/118/CE. Triennio 2010-2012*. A cura di D. Ferri e M. Marcaccio. Rapporto tecnico. [http://www.arpa.emr.it/dettaglio\\_documento.asp?id=5055&idlivello=112](http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=5055&idlivello=112)

Regione Emilia-Romagna, 2005. *Piano di tutela delle acque*. Deliberazione dell'Assemblea legislativa n. 40 del 21/12/2005.

Regione Emilia-Romagna, 2010. *Delibera di Giunta n. 350, Approvazione delle attività della Regione Emilia-Romagna riguardanti l'implementazione della Direttiva 2000/60/CE ai fini della redazione ed adozione dei Piani di gestione dei Distretti idrografici Padano, Appennino settentrionale e Appennino centrale*. <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it/acque/temi/piani%20di%20gestione>.



# Vaisala Weather Radars - Designed and Optimised for Dual Polarisation Performance

Read more [www.vaisala.com/weatherradar](http://www.vaisala.com/weatherradar) or contact us  
Eurelettronica Icas Srl Tel. 065292629 sito web [www.eurelettronicaicas.com](http://www.eurelettronicaicas.com)

[www.vaisala.com](http://www.vaisala.com)



EURELETRONICA ICAS  
Società a partecipazione paritetica

# VAISALA

# IL CONTENIMENTO DEI NITRATI IN EMILIA-ROMAGNA

LA REGIONE EMILIA-ROMAGNA È IMPEGNATA DA ANNI NELLO SVILUPPO DI AZIONI UTILI A RIDURRE L'INQUINAMENTO DA NITRATI NELLE ACQUE SUPERFICIALI E SOTTERRANEE. NON SI TRATTA SOLO DI NORMATIVA, MA ANCHE DI TRASFERIMENTO DELLA CONOSCENZA E INCENTIVI PER CONTENERE LE PERDITE DI COMPOSTI AZOTATI E AUMENTARE L'EFFICIENZA DEI PROCESSI.

**L**a Regione Emilia-Romagna, coerentemente con gli indirizzi comunitari in materia, di cui alle direttive europee 91/676/CE *Nitrati* e 91/271/CE *Acque reflue*, sta portando avanti da diversi anni azioni, sia di carattere regolamentare che di sviluppo agricolo, finalizzate a ridurre l'inquinamento da nitrati nelle acque superficiali e sotterranee.

## Riduzione dei nitrati di origine agricola e zootecnica

Una prima attuazione degli indirizzi della direttiva 91/676/CE è stata effettuata con la legge regionale 50/1995 *Disciplina dello spandimento sul suolo dei liquami provenienti da insediamenti zootecnici e dello stoccaggio degli effluenti di allevamento*. In seguito la Regione ha provveduto alla designazione delle *zone vulnerabili da nitrati*, con il *Piano di tutela delle acque (Pta)*, approvato con delibera di Assemblea legislativa 40/2005. Con delibera di Giunta regionale 49/2013, la Regione ha confermato le zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola così come designate nel Pta e approvate dalle Province, con rappresentazione cartografica in scala adeguata come parte integrante della Variante generale ai Piani

territoriali di coordinamento provinciale in attuazione al Pta stesso.

Il primo *Programma d'azione per le zone vulnerabili ai nitrati da fonte agricola*, approvato con delibera dell'Assemblea legislativa 96/2007, *Attuazione del decreto del Ministro delle politiche agricole e forestali 7 aprile 2006. Programma d'azione per le zone vulnerabili ai nitrati da fonte agricola. Criteri e norme tecniche generali*, ha dettato le disposizioni inerenti la disciplina delle attività di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento.

Allo scadere del quadriennio di applicazione del primo programma d'azione nitrati è stato emanato, con decreto del presidente della Giunta regionale, il regolamento 1/2011 *Regolamento regionale ai sensi dell'articolo 8 della Legge Regionale 6 Marzo 2007, n.4. Disposizioni in materia di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue derivanti da aziende agricole e piccole aziende agro-alimentari*. Questo contiene gli aggiornamenti del programma d'azione per le zone vulnerabili ai nitrati e la relativa disciplina per le *zone non vulnerabili*; è entrato in vigore dal 1 gennaio 2012 e avrà durata quadriennale, fino al 31 dicembre 2015. Con questo nuovo programma d'azione è stato completato il percorso iniziato con il precedente, con le indicazioni operative per l'utilizzazione agronomica dei

principali fertilizzanti azotati (digestato, acque reflue da aziende agricole e piccole aziende agroalimentari, sottoprodotti dell'agroindustria non classificati come rifiuti); inoltre sono stati uniformati i contenuti fondanti dei programmi d'azione di tutte le Regioni afferenti al bacino padano e si è pervenuti a una semplificazione procedurale e gestionale sulla base dell'esperienza maturata nell'applicazione del programma d'azione precedente 2007-2011.

L'obiettivo del regolamento è quello di arrivare a una razionale ed efficace fertilizzazione, conformemente alla *buona pratica agricola*, riducendo al massimo il rischio di dilavamento e percolazione dei nitrati verso la falda, oltretutto le emissioni in atmosfera.

In ultimo si evidenzia che la Commissione europea ha concesso all'Italia, per le regioni Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto, una deroga alla direttiva 91/676/CEE, che prevede la possibilità di applicare fino a 250 kg di azoto per ettaro per anno da effluenti bovini e da effluenti suini trattati in aziende agricole in zone vulnerabili da nitrati. Per non aumentare l'inquinamento da nitrati delle acque, le aziende che intendono beneficiare del regime di deroga, devono adottare misure aggiuntive ai programmi d'azione regionali per massimizzare l'efficienza d'uso agronomica dell'azoto.



FOTO: CHESAPEAKE BAY PROGRAM - FLECKR, CC

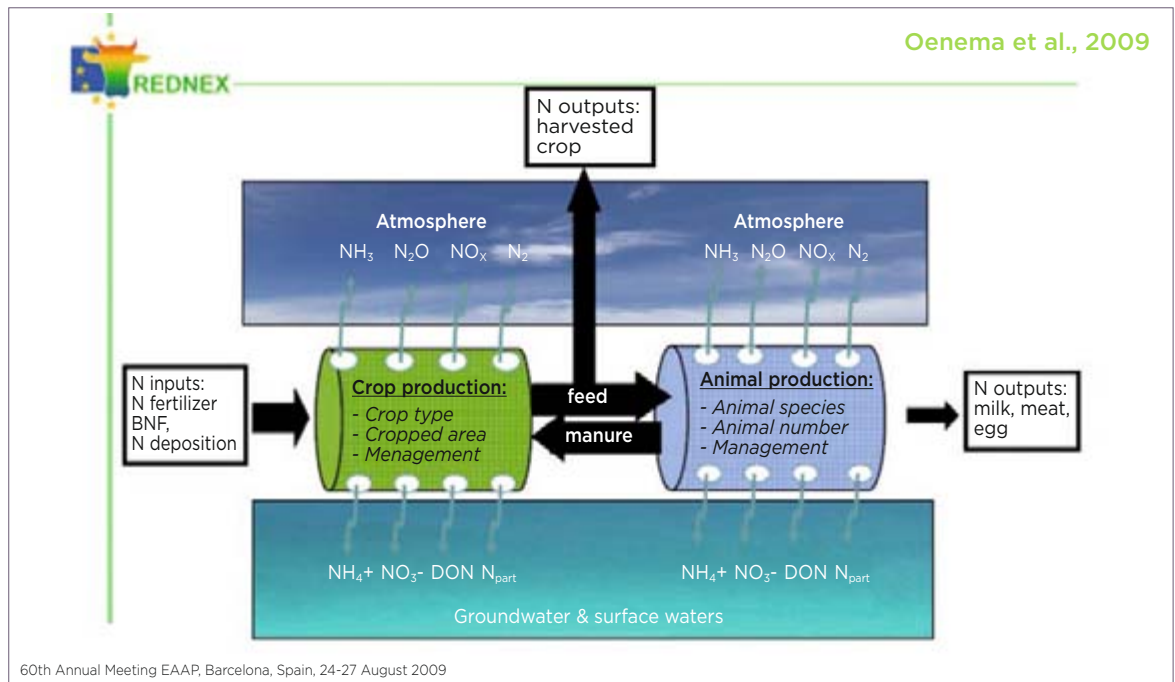


Oenema et al., 2009

FIG. 1  
INQUINAMENTO  
DA NITRATI

I settori delle produzioni animali e delle produzioni vegetali possono essere considerati due segmenti di un unico sistema di condotte in cui avvengono scambi di materiali: alimenti per gli animali in un senso, fertilizzanti costituiti da effluenti di allevamento, nell'altro.

Fonte: Oenema, 2009



60th Annual Meeting EAAP, Barcelona, Spain, 24-27 August 2009

## Non soltanto norme, anche promozione dello sviluppo agricolo

Le misure che si intendono avviare vertono su un'organizzazione in grado di acquisire e trasferire la conoscenza, su supporti strumentali e sulla consulenza specifica aziendale, attivate da adeguati incentivi finanziari.

Alcuni ecologi olandesi riconducono i settori delle produzioni animali e delle produzioni vegetali a due segmenti di un unico sistema di condotte in cui avvengono scambi di materiali: *alimenti per gli animali* in un senso, *fertilizzanti costituiti da effluenti di allevamento*, nell'altro.

In Emilia-Romagna non occorre agire sulle dimensioni del sistema produttivo in rapporto all'estensione del territorio, bensì contenerne le perdite, rendendo il sistema più efficiente.

L'incremento dell'efficienza è il tema ricorrente della strategia complessiva, che si articola nelle seguenti linee.

- riduzione dell'azoto escreto negli allevamenti, attraverso l'applicazione di diete a elevata efficienza.

Le attività consistono nell'applicazione di diete alimentari ad alta efficienza d'uso dell'azoto in allevamenti di suini, bovini da latte e bovini da carne.

Nel caso dei suini sono utilizzati mangimi a ridotto contenuto proteico, con appropriata integrazione di aminoacidi essenziali. Nei bovini sono attuate strategie di alimentazione volte ad assicurare un'ottimale funzionalità del rumine, al fine di garantire la produzione di proteine e dell'energia necessarie

all'animale per massimizzare l'efficienza produttiva e ridurre l'escrezione di azoto.

- gestione agronomica volta a ridurre le perdite di nutrienti dai terreni alle acque e le emissioni di azoto attivo in atmosfera; la distribuzione dei liquami zootecnici offre notevoli margini di incremento dell'efficienza utilizzando tecniche che riducano il tempo di permanenza sulla superficie del terreno; ad es. la fertirrigazione con frazioni chiarificate dei liquami per mezzo di ali gocciolanti o l'interramento diretto poco profondo tra le file di coltura

- trasferimento di frazioni solide degli effluenti zootecnici ad aree agricole a bassa densità di allevamenti; si tende a favorire la diffusione di modalità di gestione degli effluenti zootecnici, anche collettive, in cui si operi il trattamento di separazione solido/liquido dei liquami, e il trasporto della frazione solida ad aziende agricole, non zootecniche, che necessitano di alimentare i propri terreni con la sostanza organica.

## L'inquinamento da nitrati provenienti da acque reflue urbane

In Emilia-Romagna nel 2012 sono stati censiti 207 agglomerati di consistenza superiore o uguale a 2.000 abitanti equivalenti (AE), per un carico nominale complessivo di 5.800.211 AE, nel quale sono ricompresi anche circa 32.000 AE provenienti dal territorio extraregionale di San Marino che confluiscono nell'agglomerato di Rimini. Il livello di copertura del servizio di fognatura e

depurazione è pari o superiore al 99% e non sono presenti in questi agglomerati reti non depurate.

Ai fini del trattamento delle acque reflue urbane provenienti dai 207 agglomerati, in regione sono censiti 222 impianti, per una potenzialità complessiva di 7.867.068 AE. Tutti gli impianti sono dotati di un sistema di trattamento di almeno II livello.

Con riferimento alla problematica dell'abbattimento dei nutrienti negli impianti di trattamento delle acque reflue urbane, il Piano regionale di tutela delle acque prevede nei bacini/sottobacini idrografici drenanti le aree sensibili *Delta del Po e Area costiera dell'Adriatico Nord Occidentale* - che comprendono l'intero territorio dell'Emilia-Romagna - l'obiettivo dell'abbattimento di almeno il 75% del carico di azoto totale e fosforo totale. Al 2012 le prestazioni fornite complessivamente dal sistema fognario-depurativo regionale hanno consentito di raggiungere l'obiettivo fissato con rese di abbattimento che sono state pari al 75% per l'azoto e all'81% per il fosforo.

Gli investimenti programmati dall'Agenzia regionale per i servizi idrici per i prossimi 4 anni, nel settore della gestione dei servizi idrici su tutto il territorio regionale, ammontano a oltre 170 milioni di euro/anno di cui circa la metà sarà destinato all'implementazione degli schemi fognario-depurativi.

**Andrea Giapponesi, Immacolata Pellegrino, Francesco Tornatore**

Regione Emilia-Romagna

# IL SERVIZIO ECOSISTEMICO DELLA FLORA RIPARIALE

LE FASCE DI VEGETAZIONE CHE CRESCONO ALL'INTERFACCIA TRA LE AREE AGRICOLE E I CORPI D'ACQUA CONTRIBUISCONO AD ABBATTERE L'AZOTO FORNENDO UN FONDAMENTALE SERVIZIO ECOSISTEMICO. LA GESTIONE DI QUESTE FASCE "TAMPONE" RICHIEDE CONOSCENZE E PRATICHE SPECIFICHE PER MITIGARE IN MODO EFFICACE L'INQUINAMENTO DA NITRATI.

L'abbattimento dell'azoto da parte della flora ripariale è uno dei servizi ecosistemici associati alle fasce vegetate poste all'interfaccia tra i sistemi agricoli e i corpi d'acqua superficiali. Il ripristino di tali fasce tampone, ove mancanti, è uno dei temi più nominati tra gli interventi di mitigazione dei carichi di nitrati in ingegneria naturalistica e agricoltura sostenibile. Tuttavia, non esiste un manuale per il dimensionamento di tali interventi le cui linee guida di solito non vanno oltre alla seguente affermazione di buon senso: "la vegetazione favorisce la rimozione dell'azoto". D'altro canto, per far realmente entrare nella pratica questi interventi, è fondamentale differenziare i casi di impiego e associare a ciascuna tipologia di essenze vegetali un intervallo di valori di rimozione di azoto misurato sperimentalmente. Ciò è fondamentale, non solo per una più efficace applicazione della tecnica, ma anche per sfatare alcuni assunti del tutto sbagliati, ma ancora radicati tra gli stessi tecnici che si occupano di questi argomenti. Uno di questi è che la rimozione dell'azoto dipenda principalmente dalla assimilazione nei tessuti delle piante riparie.

L'analogia culturale con l'agronomia è evidente e compensa la mancanza di

conoscenza relativa a un sistema molto differente, l'*interfaccia tra la terra e l'acqua*, tra le condizioni di insaturazione e di saturazione idrica, dove le relazioni tra i meccanismi microbici sono sostanzialmente differenti.

Ciò fa sì che l'organizzazione dell'azoto nei tessuti vegetali da parte della vegetazione riparia e acquatica sia una frazione piccola, se comparata alla quantità complessivamente rimossa a opera del consorzio microbico associato alla vegetazione stessa.

Numerosi sono i processi microbici di trasformazione e stoccaggio temporaneo dell'azoto. Tra questi il più importante è la *denitrificazione* che ha come prodotto terminale l'azoto molecolare gassoso che, passando in modo irreversibile all'atmosfera, rappresenta una diminuzione netta del carico interno (Racchetti et al., 2011).

La denitrificazione è una *respirazione batterica anaerobica*, attuata da numerosi gruppi di batteri, sia aerobi-anaerobi facoltativi che anaerobi obbligati.

Il processo necessita di due substrati: il *carbonio di molecole organiche biodegradabili*, che è ossidato a  $CO_2$ , e l'*azoto dello ione nitrato* che, come l'ossigeno nella respirazione aerobica, nel fungere da ossidante del carbonio, è ridotto ad azoto molecolare ( $N_2$ ) (Castaldelli et al., 2013).

In particolari condizioni, per buona parte riconducibili alla carenza di sostanza organica, la riduzione dell'azoto dello ione nitrato può essere parziale, e fermarsi a protossido di azoto ( $N_2O$ ). Anche in questo caso il processo porta a una perdita netta di azoto da parte del sistema acquatico e quindi una autodepurazione dell'eccesso di azoto ma, a differenza dell' $N_2$ , il protossido di azoto è pericoloso in atmosfera, in quanto ha un elevatissimo effetto come gas serra, superiore più di 300 volte a quello della anidride carbonica.

## Come il sedimento influenza la denitrificazione

Il modo in cui le piante delle fasce riparie facilitano la denitrificazione non è stato chiarito del tutto, ma i risultati di recenti studi sperimentali provano il coinvolgimento di molteplici meccanismi (Pierobon et al., 2013). Centrale nel determinare l'efficienza di rimozione dell'azoto da parte delle fasce riparie è il tipo di sedimento e le sue condizioni di saturazione. In *sedimenti limosi e limo-argillosi saturi*, poca sostanza organica è sufficiente per determinare la rapida deossigenazione e il cambiamento del metabolismo batterico da aerobico ad



anaerobico, con conseguente attivazione della denitrificazione.

In questi sedimenti e condizioni, la vegetazione sia riparia che acquatica innesca una serie di fenomeni tali da aumentare ulteriormente la rimozione dell'azoto attraverso la denitrificazione.

La produzione di *essudati radicali* aumenta la disponibilità di substrati organici biodegradabili.

La presenza fisica delle piante acquatiche determina localmente una riduzione della corrente, favorisce la sedimentazione e la formazione di un substrato organico elettivo per processi di riduzione dell'azoto (Soana et al., 2012).

Le parti sommerse della vegetazione sono rapidamente colonizzate da *epifiti* e *biofilm microbici* che si trovano a operare su superfici enormi, in condizioni di costante rinnovo dell'acqua; in questo modo sono massimizzate le cinetiche e l'efficienza dei processi.

La *cavitazione* di fusti e radici permette il trasferimento di ingenti quantità di ossigeno dalle foglie ai peli radicali a da lì al sedimento, dove l'ossigeno è liberato per il mantenimento di una *guaina ossica* attorno ai tessuti (Soana e Bartoli, 2013). Tale adattamento fisiologico, comune a tutte le piante acquatiche o di suoli semi-saturi, ricchi di sostanza organica e tendenzialmente asfittici, è utilizzato dalle piante per ossidare i composti tossici ridotti, come l'acido solfidrico e i solfuri, e operare la detossificazione dell'interfaccia tra i tessuti vegetali e il mezzo sedimentario. Allo stesso tempo, la *guaina ossica* così mantenuta attorno ai peli radicali favorisce l'instaurarsi di una

ricca comunità di *batteri nitrificanti* che utilizzano parte dell'ossigeno rilasciato per l'ossidazione dell'ammonio a nitrato (Soana et al., 2014).

Il nitrato così prodotto, diffondendo dall'interfaccia ossica al sedimento circostante, completamente anossico, è immediatamente denitrificato ad azoto molecolare che esce dal sistema in forma gassosa. Tale meccanismo di accoppiamento tra *nitrificazione* e *denitrificazione* in un sedimento nudo ha tassi inferiori di uno/due ordini di grandezza rispetto a quelli misurati in un sedimento colonizzato da piante acquatiche come la *canna palustre* e la *tifa*. I film di detrito, batteri e microalghe che riveste le foglie e i fusti delle piante acquatiche sommerse rappresentano microambienti dove la grande disponibilità di sostanza organica labile, la scarsità di ossigeno e la disponibilità di nitrato che diffonde dall'acqua circostante, determinano condizioni ideali per la denitrificazione e la dissipazione di azoto, soprattutto nelle ore notturne in cui manca l'ossigeno fotosintetico.

## L'effetto della vegetazione acquatica come la canna palustre o la tifa

Da quanto sopra riportato si ricava la prima indicazione di tipo gestionale: per la protezione dell'inquinamento da nitrati di origine civile o agricola è molto più efficiente l'effetto della vegetazione acquatica che cresce in alveo o in fascia di sponda, rispetto a quella arbustiva

che può crescere sulla sommità arginale (Pinardi et al., 2009).

Gli interventi di tipo agro-ambientale dovrebbero essere quindi orientati al ripristino del canneto (*Phragmites australis*) e del tifeto (*Typha spp.*) sia sulla riva del canale – in modo da intercettare il flusso sub-superficiale di nitrati, prima dell'entrata nel corso d'acqua – sia sul fondo del canale, dove la presenza della vegetazione promuove la rimozione dei nitrati nell'acqua superficiale. Nell'uno e nell'altro caso, il ripristino della vegetazione in tratti specificatamente individuati, può implicare la necessità di aumentare le sezioni, avendo comunque a mente che la rimozione degli steli avverrebbe comunque alla fine del ciclo vegetativo, in ottobre.

L'individuazione dei tratti dipende dalle caratteristiche del carico azotato (speciazione, entità e andamento temporale delle concentrazioni, entità del BOD ecc.) e da quelle idrauliche del corso d'acqua (profondità, velocità, portata, conformazione dell'alveo bagnato ecc.) e dalla tipologia di piante acquatiche maggiormente presenti. Informazioni di questo tipo sono state pubblicate in studi recenti e rappresentano già una base conoscitiva sufficiente per le applicazioni.

**Giuseppe Castaldelli<sup>1</sup>, Marco Bartoli<sup>2</sup>**

1. Dipartimento di Scienze della vita e biotecnologie, Università di Ferrara

2. Dipartimento di Bioscienze, Università di Parma



## RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Soana, E., Bartoli, M. *Seasonal regulation of nitrification in a rooted macrophyte (Vallisneria spiralis L.) meadow under eutrophic condition*. 2014, Aquatic Ecology, 48 (1), pp. 11-21.

Castaldelli, G., Colombani, N., Vincenzi, F., Mastrociccio, M. *Linking dissolved organic carbon, acetate and denitrification in agricultural soils*. 2013, Environmental Earth Sciences, 68 (4), pp. 939-945.

Pierobon, E., Castaldelli, G., Mantovani, S., Vincenzi, F., Fano, E.A. *Nitrogen Removal in Vegetated and Unvegetated Drainage Ditches Impacted by Diffuse and Point Sources of Pollution*. 2013, Clean Soil, Air, Water, 41 (1), pp. 24-31.

Soana, E., Bartoli, M. *Seasonal variation of radial oxygen loss in Vallisneria spiralis L.: An adaptive response to sediment redox?* 2013, Aquatic Botany, 104, pp. 228-232.

Soana, E., Naldi, M., Bartoli, M. *Effects of increasing organic matter loads on pore water features of vegetated (Vallisneria spiralis L.) and plant-free sediments*. 2012, Ecological Engineering, 47, pp. 141-145.

Racchetti, E., Bartoli, M., Soana, E., Longhi, D., Christian, R.R., Pinardi, M., Viaroli, P. *Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification*. 2011, Biogeochemistry, 103 (1), pp. 335-354.

Pinardi, M., Bartoli, M., Longhi, D., Marzocchi, U., Laini, A., Ribauda, C., Viaroli, P. *Benthic metabolism and denitrification in a river reach: A comparison between vegetated and bare sediments*. 2009, Journal of Limnology, 68 (1), pp. 133-145.

## IL PUNTO DI VISTA DELLE ORGANIZZAZIONI AGRICOLE

*Non ci sono dubbi sul fatto che l'attività agricola e zootecnica contribuiscano all'impatto dei nitrati nel suolo e nelle acque, tuttavia i recenti risultati dello studio condotto da Ispra hanno consentito di dimostrare che il settore zootecnico non è il principale responsabile dell'inquinamento da nitrati. Queste evidenze influenzeranno la revisione delle aree vulnerabili ai nitrati attualmente in corso in Italia rideterminando la perimetrazione dei carichi inquinanti attribuibili ai diversi settori civili e produttivi. Su questi temi abbiamo chiesto il parere di alcune organizzazioni di settore.*

### Coldiretti

**Stefano Masini**

Responsabile Area Ambiente e territorio

Il tavolo nazionale sui nitrati, istituito dal ministero delle Politiche agricole, ha condiviso il cronoprogramma delle attività finalizzate alla revisione delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola, fortemente sollecitata da Coldiretti nel corso degli ultimi anni, visti i risultati delle analisi e dei monitoraggi effettuati sul territorio che dimostrano come non sia da attribuire al settore zootecnico la prevalente responsabilità nell'inquinamento da nitrati. Le Regioni, quindi, dovrebbero proporre una nuova perimetrazione entro la metà del mese di marzo.

A tale attività seguirà una revisione dei programmi di azione, in modo da differenziare e adeguare le misure da applicare al settore agricolo, anche a seguito di una valutazione sull'efficacia e sui costi, individuando le azioni che, a parità di risultati, sono meno onerose per le imprese.

Si ricorda che l'applicazione della direttiva europea nitrati, che l'Italia ha adottato sotto procedura di infrazione per ritardato recepimento, ha comportato l'obbligo da parte delle Regioni di

predisporre specifici programmi di azione e di perimetrare zone vulnerabili da nitrati in cui, attualmente, è compresa la totalità dei comprensori nazionali a più alta vocazione zootecnica.

In queste aree, la possibilità di utilizzare azoto organico sui terreni viene ridotta, passando dai 340 kg/ha/anno, previsti come limite per le aree non vulnerabili, ai 170 kg/ha/anno delle aree vulnerabili.

I parametri di utilizzo dell'azoto organico sui terreni previsti dalla Direttiva nitrati sono molto stringenti e, all'epoca dell'emanazione della direttiva, calcolati facendo riferimento alle condizioni pedo climatiche e zootecniche delle regioni del nord Europa.

In realtà, la sovrapposizione della mappa delle zone vulnerabili con quella dei punti di superamento della concentrazione dei nitrati rivela zone designate che non presentano superamenti della soglia necessaria a giustificare la designazione di vulnerabilità dell'area.

In altre aree, invece, con superamento della soglia, emerge un ruolo significativo della pressione determinata da altre fonti. Ispra, in attuazione dell'accordo Stato-Regioni, stipulato il 5 maggio 2011, ha avviato la verifica della congruità dell'attuale perimetrazione rispetto ai carichi inquinanti attribuibili ai diversi settori civili e produttivi, per una razionale ed equa ripartizione

delle rispettive responsabilità e dei conseguenti oneri.

I risultati del lavoro hanno consentito di dimostrare che il settore zootecnico non è il principale responsabile dell'inquinamento da nitrati, confermando il percorso avviato e la correttezza del metodo individuato nell'Accordo sottoscritto a dicembre 2014 tra Coldiretti, il ministero dell'ambiente e il Ministro delle politiche agricole, che hanno assunto l'impegno di assicurare la revisione delle zone vulnerabili, tenendo conto, oltre che dei criteri previsti dalla normativa vigente, anche dei carichi derivanti da eventuali fonti di pressione di origine non agricola che possono concorrere a determinare lo stato di contaminazione.

La soluzione del problema nitrati, però, impone che alle azioni avviate a livello nazionale si accompagni una riflessione, da parte della Unione europea, sulla necessità di rivedere – sulla base dei dati scientifici disponibili e dei monitoraggi effettuati, la direttiva 91/676/CEE – distinguendo i limiti in funzione almeno delle macro regioni agricole europee e riconoscendo per gli Stati membri la possibilità di prevedere strumenti di flessibilità in considerazione delle differenze territoriali, climatiche, di filiera e delle pratiche virtuose eventualmente adottate a livello aziendale.



FOTO: LUANA - FLECKR, CC

## Confederazione italiana agricoltori (Cia)

Secondo Scanavino  
Presidente

La Cia ha apprezzato l'impegno dei ministri Maurizio Martina e Gian Luca Galletti nel riprendere in mano la "questione nitrati", dopo un periodo di immobilismo, raccogliendo le sollecitazioni giunte dal mondo agricolo che chiedeva da tempo di affrontare il problema, considerato il suo forte impatto sul settore e, in particolare, sulla zootecnia italiana.

Il tavolo che si è costituito – dimostrato per una volta uno strumento decisamente operativo – ha prodotto lo scorso anno il nuovo decreto sull'*utilizzazione agronomica degli effluenti e del digestato*. La Cia valuta positivamente il testo del decreto prodotto e che attualmente è all'esame della Commissione europea; anche se ci sono dei punti che avremmo preferito fossero stati definiti diversamente – a partire dal limite del 30% di colture agrarie come matrice in entrata degli impianti di digestione anaerobica, limite che rischia di creare per il futuro situazioni di incertezza (ad esempio un impianto di biogas che si vorrà trasformare in un impianto di produzione di biometano sarà considerato un nuovo impianto e quindi soggetto a tale limite?) – lo schema di decreto è comunque complessivamente un grosso passo in avanti rispetto al passato ed è ora necessario che entri rapidamente in vigore. L'altro tema all'ordine del giorno è la ridefinizione delle *aree vulnerabili* e delle misure da adottare e che i dati oggi a disposizione – in particolare i risultati dello studio coordinato da Ispra sulle fonti di inquinamento da nitrati – rendono a nostro avviso possibili.

Lo studio dell'Ispra, infatti, offre una serie di nuovi dati e valutazioni che rafforzano la tesi secondo cui l'apporto della zootecnia al fenomeno di inquinamento da nitrati nelle acque di falda e superficiali è stato finora molto sovrastimato. Questa situazione ha determinato purtroppo conseguenze molto pesanti per gli allevamenti, *in primis* delle regioni padane, incidendo su costi e competitività delle imprese. Ora, però, la conferma che la zootecnia non è, nella maggior parte del territorio, la principale responsabile del fenomeno richiede un cambio di rotta non più rinviabile.

Un primo passo è che le Regioni procedano in tempi brevi a una proposta di corretta *ridefinizione delle zone*

*vulnerabili*, e che tali proposte siano validate a livello nazionale e, quindi, opportunamente supportate anche nei confronti della Commissione Ue; questo è il percorso che il tavolo nitrati nazionale ha messo in cantiere e che noi condividiamo e auspichiamo possa essere condotto a termine in tempi ragionevoli. I risultati dello studio Ispra offrono anche la possibilità di aprire uno scenario ulteriore e cioè *ridefinire le politiche di contrasto al fenomeno dei nitrati nelle acque*, adeguando le misure alle cause reali del problema: questo, soprattutto, per migliorare l'efficacia di tali politiche. Per farlo sarà fondamentale avviare un confronto con la Commissione europea, con l'obiettivo di aggiornare una normativa che sotto diversi punti di vista appare datata.

Va infine sottolineato un punto che l'attuale dibattito rischia di tralasciare, vale a dire *l'efficace utilizzazione della deroga che le regioni padane hanno ottenuto a partire dal 2012*. La deroga ha avuto finora, tranne che in Lombardia, un utilizzo piuttosto limitato; nonostante questo, molte imprese ritengono che questo strumento, opportunamente semplificato, possa essere nel breve-medio periodo, un supporto utile per contribuire ad alleggerire la pressione sulle aziende zootecniche.

## Confagricoltura

Alessandro Pantano  
Area Ambiente ed energia

Lo stato qualitativo delle acque sotterranee e superficiali è in miglioramento anche grazie al fatto che i *trend* degli indici legati all'uso della concimazione chimica e dell'allevamento sono in diminuzione, dati confermati anche dagli ultimi rapporti Istat. Inoltre, i dati che stanno emergendo dallo studio Ispra confermano che l'apporto della zootecnia non è la principale causa della contaminazione da nitrati delle acque, anche se l'attenzione rischia di concentrarsi soprattutto sulla fertilizzazione chimica, che risulta essere spesso una componente importante nella contaminazione delle acque; questo potrebbe avere anche un riflesso sulla possibilità di rivedere a livello generale le *aree vulnerabili*, visto che sempre di origine agricola sono le sorgenti di contaminazione.

Peraltro in alcune aree non classificate come vulnerabili – dove non è presente la zootecnia (ad es. Veneto e Friuli),



FOTO: G. GALEOTTI - FLICKR, CC

ma vi è un uso esclusivo di fertilizzanti chimici – ci potrebbe essere anche una richiesta di maggiore attenzione al settore. La conseguenza generale potrebbe essere quella di prevedere disposizioni specifiche per limitare l'uso della chimica in alcune aree, nonostante i grossi progressi fatti finora.

Va evidenziato come il ricorso ai fertilizzanti di sintesi potrebbe essere ulteriormente ridotto attraverso il digestato, ma è necessario che il decreto che ne disciplinerà l'utilizzo – dopo la forte accelerazione data all'iter di approvazione dai ministeri competenti e dalle Regioni negli ultimi mesi del 2014 – non accumuli ulteriori ritardi a causa di problemi amministrativi. Infatti, secondo quanto emerso nella Conferenza Stato-Regioni del 27 novembre 2014, in cui si è raggiunta l'intesa sullo schema di decreto, è necessaria una valutazione da parte della DG Ambiente della Commissione europea, in particolare sulla possibilità che il digestato ottenuto anche con effluenti di allevamento sia equiparabile, per quanto riguarda gli effetti fertilizzanti, ai concimi di origine chimica. Importante novità che dovrebbe contribuire a una migliore gestione del digestato, nel rispetto di alcuni parametri sugli effetti fertilizzanti e sull'efficienza d'uso.

Il quadro delineato, dunque, implica la necessità di diversi interventi attuabili per una gestione corretta dei nutrienti nel terreno e la salvaguardia della risorsa idrica. Interventi che passano attraverso un confronto con l'Unione europea per rivedere la direttiva nitrati in un'ottica di maggiore flessibilità delle disposizioni e che diano soprattutto la possibilità agli Stati membri di stabilire i quantitativi di effluenti zootecnici, acque reflue e digestato utilizzabili per ettaro in relazione alle proprie realtà, superando le attuali rigide disposizioni che stanno mettendo in difficoltà l'interno comparto zootecnico. È indispensabile pertanto che i prossimi passi siano seguiti con attenzione dai ministeri competenti per risolvere le diverse questioni in sospeso e rendere operativo un provvedimento oramai atteso da troppo tempo.

# DINAMICHE DI RICARICA NELLA CONOIDE DEL TREBBIA

ANALIZZARE LE SERIE TEMPORALI DEI LIVELLI PIEZOMETRICI DELLE ACQUE SOTTERRANEE E DEI LIVELLI DEI CORSI D'ACQUA PERMETTE DI OTTENERE INDICAZIONI PRELIMINARI IN MERITO ALLE DINAMICHE DI RICARICA NATURALE DEI CORPI IDRICI SOTTERRANEI IN PARTICOLARI CONTESTI TERRITORIALI. LO STUDIO SULLA CONOIDE DEL TREBBIA NEL PIACENTINO.

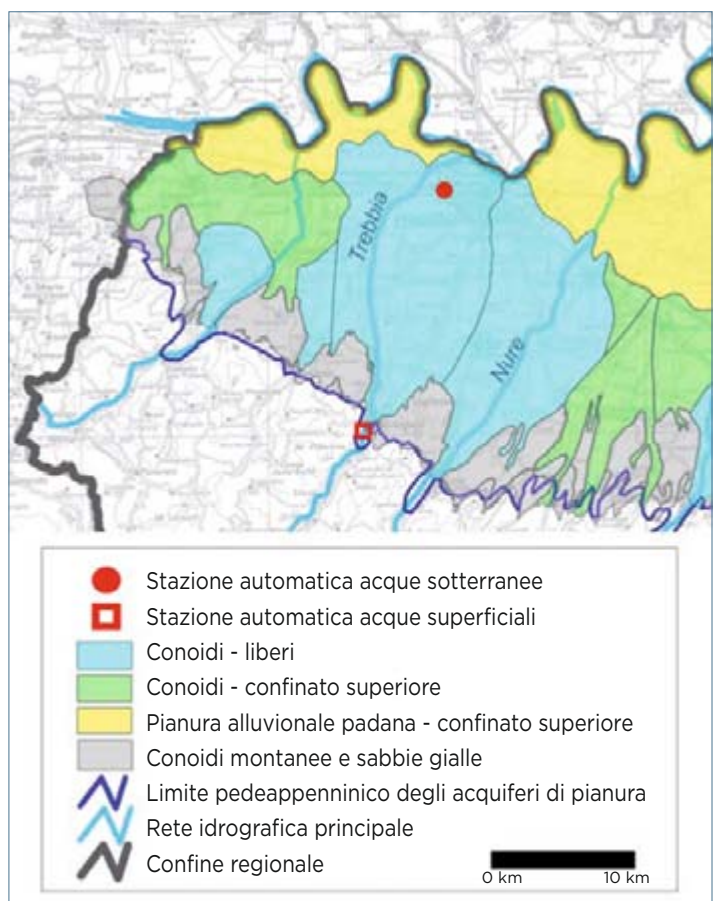
**L**e manifestazioni più evidenti di interazione quantitativa tra acque sotterranee e acque superficiali sono localizzate, in generale, nelle porzioni montane del territorio e nell'alta pianura. Nel primo caso, le acque sorgive alimentano i corsi d'acqua in percentuali anche significative rispetto le acque di ruscellamento superficiale; nel secondo caso, i corpi idrici sotterranei si ricaricano grazie all'infiltrazione di acque meteoriche e superficiali, corsi d'acqua e/o canali. Quest'ultimo fenomeno risulta evidente in Emilia-Romagna in prossimità delle porzioni di acquifero libero (freatico) delle conoidi alluvionali appenniniche (Regione Emilia-Romagna, 2005). Ci si riferisce, in particolare, alle porzioni prossimali delle conoidi, vicine al margine appenninico e costituite da depositi altamente permeabili che si estendono fino ad alcune centinaia di metri nel sottosuolo. Le conoidi prossimali sono sede di un acquifero freatico (monostrato) ricaricato direttamente da apporti pluviometrici e fluviali. Ciò le distingue dalle porzioni più distali, in cui gli acquiferi sono confinati e multistrato e quindi non connessi direttamente alla superficie. In questo caso la ricarica è di tipo indiretto, generalmente derivante dalla porzione prossimale di conoide (corpo idrico libero di conoide. Regione Emilia-Romagna, 2010).

## La capacità di ricarica come indicatore dello stato quantitativo delle acque sotterranee

La capacità di rinnovamento delle acque sotterranee nelle conoidi alluvionali, oltre alla loro qualità mediamente buona (Ferri e Marcaccio, 2013), determina per questi corpi idrici sotterranei un ruolo importante nella gestione delle risorse idriche dell'Emilia-Romagna, rappresentando la principale fonte per



FOTO: MOCIVEGLIA - FLICKR, CC



Area di studio con delimitazione della conoide alluvionale del fiume Trebbia e ubicazione delle stazioni di monitoraggio delle acque sotterranee e superficiali; Emilia-Romagna, Piacenza.

l'approvvigionamento idropotabile, oltre che sostegno per le attività industriali e agricole.

La somma degli effetti prodotti dal regime di ricarica naturale delle acque sotterranee (che dipende a sua volta dal clima) e dai prelievi da falda, determinano sul lungo periodo lo stato quantitativo di ciascun corpo idrico sotterraneo. Secondo la direttiva 2000/60/CE, recepita in ambito nazionale dal Dlgs 30/2009, tale stato deve risultare "buono" entro l'anno 2015 e, successivamente, entro la fine di ogni ciclo sessennale di gestione.

In altre parole, il *buono stato quantitativo delle acque sotterranee* si verifica quando la tendenza del livello, sul lungo periodo, non evidenzia riduzioni significative della quantità disponibile/rinnovabile di risorsa, riconducibili al modificato regime di ricarica naturale o ai prelievi. Pertanto risulta essenziale analizzare, oltre al regime dei prelievi, la dinamica di ricarica naturale a cui ciascun corpo idrico sotterraneo è soggetto, tenendo conto anche degli effetti prodotti dai mutamenti climatici in atto (figura 1). Nella zona delle conoidi è particolarmente significativo investigare la variazione del livello della falda freatica nel tempo, rispetto all'apporto idrico dei corsi d'acqua superficiali attraverso l'analisi delle serie temporali di dati piezometrici e idrometrici.

## Il controllo e il monitoraggio della ricarica sulla conoide del Trebbia

Di seguito si riporta lo studio condotto sulla conoide alluvionale del fiume Trebbia caratterizzata, su scala regionale, dalla maggiore estensione della porzione di acquifero libero; tale conoide è anche la maggiore, in termini di dimensione, tra quelle presenti in provincia di Piacenza. I principali centri abitati a insistere sull'acquifero libero sono i Comuni di Podenzano e Piacenza e, nell'intorno di quest'ultimo, si concentrano i maggiori prelievi acquedottistici. Risultano comunque presenti prelievi diffusi di tipo irriguo e industriale. La conoide è sottoposta a monitoraggio qualitativo nell'ambito del monitoraggio regionale delle acque sotterranee che prevede periodiche campagne di misura e campionamento manuale; in alcune stazioni è attivo anche un monitoraggio automatico della piezometria. La rete di monitoraggio automatico delle acque sotterranee è stata installata da Arpa Emilia-Romagna nel corso del biennio 2007-2008 su 40 stazioni

FIG. 2  
CONOIDE  
ALLUVIONALE  
FIUME TREBBIA (PC)

Serie temporali di livello idrometrico e piezometrico misurate rispettivamente presso la stazione idrometrica di Rivergaro e presso la stazione automatica della piezometria PC56-03, nel triennio 2012-2014.

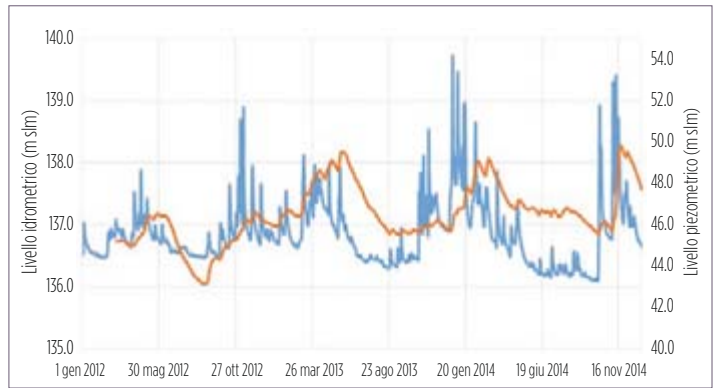
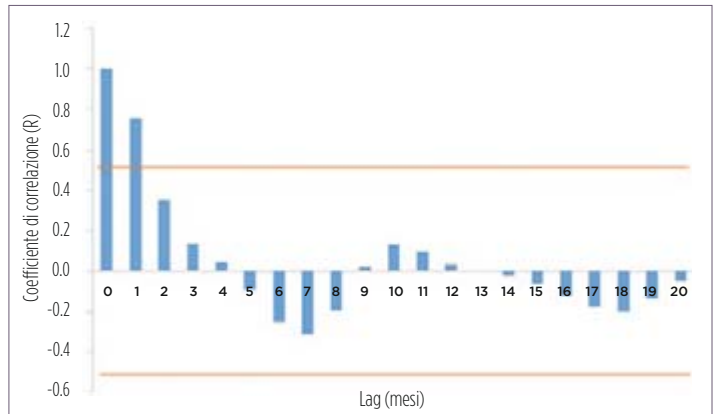


FIG. 3  
CONOIDE  
ALLUVIONALE  
FIUME TREBBIA (PC)

Correlogramma riferito alla serie temporale stazionaria di livello piezometrico medio mensile con bande di confidenza al 95%.



significative in cui sonde automatiche misurano, con frequenza oraria, livello (piezometria), temperatura e, in alcuni casi, conducibilità elettrica. Il monitoraggio automatico permette di caratterizzare in dettaglio i periodi di massimo e minimo livello piezometrico nell'anno idrologico; in genere, tali periodi non vengono rappresentati in modo completo dalle sole misure manuali, specie in contesti caratterizzati da elevata variabilità climatica. Inoltre, le stazioni automatiche riescono a registrare gli effetti di *fenomeni ad alta frequenza* (Marcaccio e Martinelli, 2012) e delle *crisi idriche* durante i periodi estivi (Marcaccio, 2011). I dati automatici di piezometria utilizzati in questo studio sono relativi alla stazione PC56-03, ubicata in comune di Piacenza nella porzione libera di conoide.

La stazione di monitoraggio del livello idrometrico del fiume Trebbia (monitoraggio idrometeorologico regionale, ArpaER), ritenuta più significativa, è ubicata a Rivergaro, circa 18 km a monte rispetto la stazione PC56-03.

L'analisi delle due serie temporali a frequenza giornaliera, nel periodo 2012-2014, evidenzia un ritardo nella variazione del livello piezometrico, che costituisce la risposta del sistema idrico sotterraneo (variabile dipendente), rispetto alle variazioni del livello idrometrico, che nel processo di ricarica

naturale rappresenta la sollecitazione (variabile indipendente) (figura 2). Il modello ARDL (*Auto-Regressive Distributed Lag*), che si basa sulla teoria dei modelli ARMA (*Auto-Regressive Moving Average*; Box and Jenkins, 1976), ampiamente impiegati in campo idrologico, è stato applicato ai valori idrometrici e piezometrici medi mensili per rapportare il valore attuale del livello piezometrico ai suoi valori pregressi (componente auto-regressiva del modello) e a un certo numero di valori antecedenti di livello idrometrico. Tale analisi consente di individuare l'arco temporale, espresso in mensilità pregresse (ordine della componente auto-regressiva), necessario per stimare il valore attuale della variabile dipendente (piezometria): nel caso in esame, fornisce un'indicazione in merito alla persistenza associata al livello piezometrico a fronte dell'avvenuta sollecitazione esterna espressa in termini di livello idrometrico. Per determinare tale ordine si ricorre al correlogramma della serie di dati piezometrici (figura 3), dove risulta ragionevole ritenere significativa la correlazione fra due valori medi mensili di livello piezometrico se verificatisi con uno sfasamento temporale (*lag*) non superiore ai 3 mesi. In realtà, le bande di confidenza mostrano come solo la correlazione fra due valori successivi (*lag* = 1 mese) sia realmente significativa; ciò denota una memoria/inerzia del sistema idrico sotterraneo relativamente breve.

Il numero di valori antecedenti della variabile indipendente, che influenzano il valore attuale della variabile dipendente, suggerisce, invece, l'effetto di ritardo che intercorre fra la sollecitazione idrometrica e la risposta dell'acquifero in termini di variazione della superficie freatica. Seguendo un criterio di selezione dei modelli basato sulla massima verosimiglianza, si è stimato che, in termini di livelli medi mensili, il dato piezometrico risente del valore idrometrico verificatosi nel mese corrente di osservazione e in quello precedente. Ciò dimostra che la superficie freatica è in grado di rispondere con un certo dinamismo alle variazioni di ricarica naturale; tale comportamento può considerarsi tipico di acquiferi non confinati della zona delle conoidi. La serie piezometrica stazionarizzata è confrontata con le previsioni, ottenute col modello ARDL, nel caso in cui (a) l'80% e (b) il 65% delle osservazioni sia stato impiegato per la calibrazione del modello (figura 4).

In entrambi i casi le restanti osservazioni sono state utilizzate a scopo di validazione. Si può osservare che i punti si raggruppano attorno alla retta di regressione caratterizzata da una pendenza prossima all'unità. Tali risultati attestano la robustezza del modello e la bontà della previsione fornita. Per il caso (a), le serie piezometriche a scala media mensile, osservata e prevista, sono rappresentate in figura 5.

Questo tipo di analisi può essere estesa a ulteriori corpi idrici sotterranei e fornisce indicazioni preliminari per comprendere le dinamiche di ricarica naturale, l'inerzia dei sistemi idrici e la potenziale vulnerabilità dei diversi acquiferi dal punto di vista quantitativo.

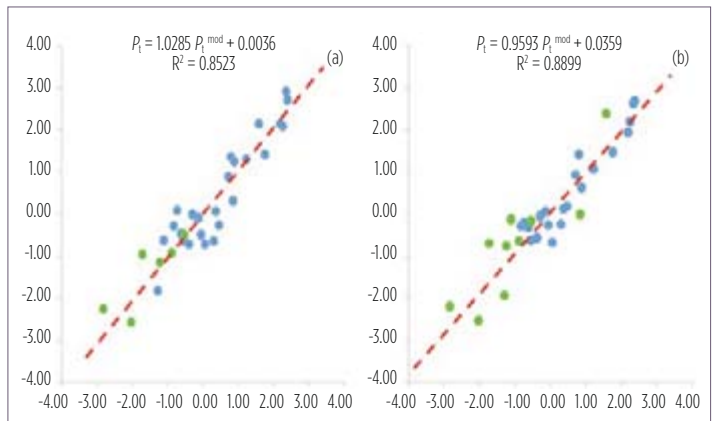
**Ilaria Lauriola<sup>1</sup>, Valentina Ciriello<sup>1</sup>, Marco Marcaccio<sup>2</sup>**

1. Dipartimento di Ingegneria civile, chimica, ambientale e dei materiali, Università di Bologna

2. Direzione tecnica, Arpa Emilia-Romagna

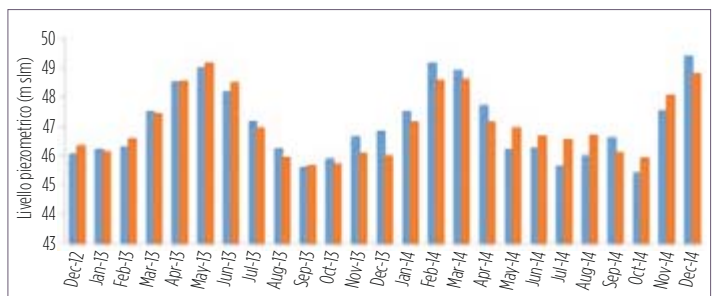
**FIG. 4**  
CONOIDE  
ALLUVIONALE  
FIUME TREBBIA (PC)

Confronto fra i livelli piezometrici medi mensili ricavati dai dati di monitoraggio ( $P_t$ ) e i corrispondenti valori ottenuti tramite modello ARDL ( $P_t^{\text{mod}}$ ). In (a) l'80% e in (b) il 65% delle osservazioni sono state utilizzate per calibrare il modello (punti blu), le restanti per la validazione (punti verdi).



**FIG. 5**  
CONOIDE  
ALLUVIONALE  
FIUME TREBBIA (PC)

Confronto fra i livelli piezometrici medi mensili ottenuti tramite modello ARDL (blu) e i valori osservati (rosso).



### RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Box G.E.P., Jenkins G. (1976) *Time series analysis: forecasting and control*. Holden-Day series in time series analysis and digital processing, Holden-Day, San Francisco. 2nd edition.

Decreto Legislativo n. 30 del 16 marzo 2009. "Attuazione della direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento". Gazzetta Ufficiale n. 79 del 4 aprile 2009.

Direttiva 2000/60/CE, *Water Framework Directive* (WFD). Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ L327, 22 Dec 2000, pp 1-73.

Ferri D., Marcaccio M. (2013), *Report sullo stato delle acque sotterranee. Triennio 2010-2012*. Report tecnico, Arpa Emilia-Romagna, Bologna.

Marcaccio M. (2011), *Elaborazione dati acquisiti dalla rete automatica di monitoraggio della piezometria con restituzione e visualizzazione in continuo dei dati sul portale web*. Report tecnico, Arpa Emilia-Romagna, Bologna.

Marcaccio M., Martinelli G. (2012), *Effects on groundwater level of the May-June 2012 Emilia seismic sequence*, *Annals of Geophysics*, 55(4).

Regione Emilia-Romagna (2005) "Piano di tutela delle acque". Deliberazione dell'Assemblea legislativa n. 40 del 21/12/2005.

Regione Emilia-Romagna (2010) Delibera di Giunta n. 350, "Approvazione delle attività della Regione Emilia-Romagna riguardanti l'implementazione della direttiva 2000/60/CE ai fini della redazione ed adozione dei Piani di gestione dei distretti idrografici Padano, Appennino settentrionale e Appennino centrale".

