

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
Corso di laurea in Scienze e Tecnologie Agrarie

Prime indicazioni sull'effetto della
Deroga alla Direttiva Nitrati sui rilasci di
azoto in mais

Relatore
Prof. Antonio Berti

Laureando
Claudi

ANNO ACCADEMICO 2011 - 2012

Indice

| | |
|---|---------|
| 1. INTRODUZIONE | pag. 5 |
| 1.1 Premessa | pag. 6 |
| 1.2 Scopo della tesi | pag. 6 |
| 1.3 Inquinamento idrico da azoto | pag. 6 |
| 1.4 Effetti dell'inquinamento da fitonutrienti | pag. 9 |
| 1.4.1 Problemi di salute causati da nitrati | pag. 9 |
| 1.4.2 Eutrofizzazione | pag. 10 |
| 2. LA DIRETTIVA NITRATI NELLA REGIONE VENETO..... | pag. 13 |
| 2.1 Attuazione della direttiva nitrati | pag. 13 |
| 2.2 Individuazione delle zone vulnerabili del Veneto | pag. 13 |
| 2.3 Controlli da eseguire ai fini della revisione delle zone vulnerabili... | pag. 14 |
| 2.4 Aspetti metodologici | pag. 15 |
| 2.5 Indagine preliminare di riconoscimento | pag. 16 |
| 2.6 Indicazioni e misure per i programmi d'azione | pag. 18 |
| 2.7 Deroga alla Direttiva Nitrati | pag. 20 |
| 3. MATERIALI E METODI | pag. 23 |
| 3.1 Premessa | pag. 23 |
| 3.2 Il sito sperimentale | pag. 23 |
| 3.3 Tesi a confronto | pag. 25 |
| 3.4 Monitoraggio acqua di percolazione..... | pag. 26 |
| 3.5 Monitoraggio umidità del suolo | pag. 28 |
| 3.6 Monitoraggio acqua di falda | pag. 29 |
| 3.7 Rilievi sulla coltura | pag. 29 |
| 4. RISULTATI E CONCLUSIONI | pag. 31 |
| 4.1 Evapotraspirazione | pag. 31 |
| 4.2 Percolazione | pag. 33 |
| 4.3 Bilancio dell'azoto | pag. 35 |
| 4.4 Perdite di azoto | pag. 38 |
| 4.5 Conclusioni | pag. 40 |
| BIBLIOGRAFIA | pag. 41 |

INTRODUZIONE

1. Premessa

L'agricoltura è una pratica d'uso del territorio con un'incidenza considerevole sull'assetto ambientale, tanto che devono essere considerati tutti gli atteggiamenti collettivi degli agricoltori.

Lo sviluppo e la modernizzazione delle pratiche agricole hanno prodotto talvolta degli effetti negativi sotto molteplici aspetti che coinvolgono l'ambiente e la qualità dei prodotti; alcuni esempi significativi sono l'abbassamento della qualità delle acque superficiali e profonde a causa del rilascio di fertilizzanti e fitofarmaci, l'accumulo di sostanze nocive nei prodotti e nel terreno che rischia l'impoverimento a causa di fenomeni erosivi.

Quindi si rende indispensabile un'evoluzione agricola che tende alla sostenibilità ambientale, considerando non solo la redditività del settore ma anche la qualità e la salubrità dei prodotti commercializzati. Per questi motivi l'Unione Europea ha emanato la direttiva n.676/91 con la quale induce tutti gli stati membri ad introdurre leggi che garantiscano l'uso di metodi di produzione atti a limitare le varie forme di inquinamento derivante dall'utilizzo eccessivo di nitrati.

La problematica dell'eccessivo rilascio di nitrati nelle acque è di grande attualità considerando il progressivo degrado dei corpi idrici e la necessità di preservarli da fonti di inquinamento esterne. Per questo è indispensabile una valutazione comparativa di differenti tecniche di gestione dell'ambiente agrario, al fine di individuare quali di queste permettano una soddisfacente resa produttiva nel rispetto della preservazione dell'identità fisica degli elementi naturali e dell'equilibrio dell'ecosistema.

1.2 Scopo della tesi

Veneto Agricoltura ha stipulato una Convenzione con il Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali di Padova che ha permesso la realizzazione di una rete di siti rappresentativi di alcune realtà pedoclimatiche del Veneto. Grazie a questo è stato possibile condurre il presente studio di monitoraggio dei nutrienti rilasciati nei suoli agricoli e nelle acque. Pertanto il presente lavoro ha lo scopo di riportare le linee generali del progetto di ricerca in questi contesti e alcuni dei dati raccolti nel corso di ricerche eseguite presso tali siti, nel merito della questione fondamentale dell'inquinamento da nitrati.

Primariamente gli obiettivi perseguiti in questo elaborato sono:

- 1- Elaborazione dei dati di monitoraggio nel tempo e successiva determinazione dei livelli e andamenti temporali dei nutrienti, in particolare dell'azoto, al di sotto del profilo radicale e nelle acque sotterranee.
- 2- Analisi delle valutazioni sul rilascio nitrati in base alla normativa europea sulle ZVN e successiva Deroga.
- 3- Utilizzo di un modello di simulazione per successive valutazioni a carattere territoriale.

1.3 Inquinamento idrico da azoto

Gli aspetti che caratterizzano le manifestazioni di inquinamento idrico causati dall'agricoltura sono i seguenti:

– *Carattere diffuso*: le fonti agricole sono comunemente definite *non-point* o diffuse, distinguendole da quelle puntiformi (es. impianti industriali o collettori fognari) poiché esse si originano sulle intere superfici coltivate e non in punti facilmente individuabili. Il loro monitoraggio è quindi assai problematico. Generalmente, inoltre, risulta impossibile misurare l'intero sistema alla fonte, ma sono possibili solamente misure per campioni relativamente ridotti sia dal punto di vista spaziale che da quello temporale;

– *Mancanza di semplici reazioni causa-effetto*: i fenomeni di rilascio di nutrienti e prodotti chimici dal "sistema suolo" non sono schematizzabili secondo un

semplice modello lineare. In altre parole, conoscere la quantità di fertilizzanti o di liquami immessi nel sistema non è sufficiente per avere la cognizione delle possibili perdite di nutrienti, poiché queste dipendono da complesse relazioni che si instaurano nel sistema pianta-suolo-atmosfera;

–*Impossibilità di governare completamente il fenomeno*: solo una parte dei processi d'inquinamento dipende da variabili antropiche, mentre le più importanti variabili sono generalmente incontrollabili e fra queste la principale è l'andamento meteorologico;

–*Molteplicità di soggetti*: la componente antropica del fenomeno, a livello territoriale, è determinata da una elevata numerosità di soggetti, gli agricoltori, ognuno dei quali gestisce porzioni relativamente piccole del sistema complessivo.

Per ciò che concerne le fasi dell'inquinamento idrico possiamo distinguere:

–La *genesì* del processo di inquinamento, che prende luogo all'interno degli appezzamenti coltivati;

–*Il trasporto* degli inquinanti, che può avvenire secondo flussi orizzontali nelle zone della bassa pianura, poco permeabili ed organizzate con una rete più o meno fitta di fossi, scoli e collettori che attraversano il territorio agricolo, oppure può avvenire secondo flussi verticali nelle aree più permeabili di alta pianura;

– *La consegna del corpo idrico al recettore*, che può essere rappresentato da un corso d'acqua semplice e di conseguenza anche da laghi o mari, oppure da un acquifero profondo.

I principali agenti inquinanti di origine agricola sono:

–*I fitofarmaci*, che sono sostanze di sintesi difficilmente metabolizzabili e che perciò spesso esercitano un'azione tossica nei confronti degli organismi utili oltre che inquinare le falde ed entrare nella catena alimentare. Vengono rilasciati normalmente a basse dosi a livello ambientale, anche se possono avvenire sversamenti accidentali di elevate quantità o elevate concentrazioni di principi attivi;

–*I fitonutrienti*, che sono rappresentati principalmente da azoto e da fosforo, sotto forma di nitrati e fosfati, provenienti da concimi organici o di sintesi;

–*I sedimenti*, che sono prodotti dall'azione erosiva delle acque di ruscellamento superficiale ed hanno un duplice effetto negativo a livello ambientale: direttamente, aumentano la torbidità dell'acqua e limitano così la trasmissione della

luce, ed indirettamente assorbono diverse sostanze chimiche quali il fosforo (Borin, 1999).

Tra i fitonutrienti l'azoto è probabilmente l'elemento su cui si è maggiormente concentrata l'attenzione degli agricoltori e delle industrie produttrici di fertilizzanti. La risposta culturale in seguito al suo impiego è infatti assai evidente (Cooke, 1982), sia in termini di rigoglio vegetativo e di colorazione fogliare sia di incremento della produzione finale al momento della raccolta. Si spiega pertanto come questo elemento sia spesso distribuito in dosi eccessive e con modi e tempi che talvolta non sono rispettosi dell'ambiente (Buol, 1995) trascurando che, oltre certi livelli, la proporzione di azoto assimilato dalle colture diminuisce all'aumentare delle dosi distribuite sul terreno. Inoltre, una eccessiva concimazione azotata può portare ad un abnorme sviluppo del collenchima a scapito dello sclerenchima con conseguente maggior suscettibilità da parte della pianta ad allettamento, attacchi parassitari e rotture (Baldoni et al., 1989).

Il nitrato è molto solubile in acqua e quindi la concentrazione di nitrati presente nell'acqua drenante dei terreni rispecchia la concentrazione dei nitrati nel suolo. Le perdite di nitrati per percolazione dipendono inoltre dalla vegetazione, dall'andamento climatico e dal tipo di terreno (OCSE, 1987).

L'agricoltura è attualmente considerata una delle maggiori fonti di rilascio di N nell'ambiente (Cartwright et al., 1991, Novotny, 1999 e Pretty et al., 2003). Durante gli ultimi trent'anni, infatti, le fonti puntuali d'inquinamento da azoto sono diminuite significativamente mentre le perdite dovute a fonti diffuse sono rimaste costanti (EEA). Le perdite maggiori si rilevano nelle zone sfruttate in modo intensivo, negli stati dell'Europa Nord-Occidentale, ad esempio, il consumo medio di fertilizzanti minerali è di circa 40-70 kg/ha di azoto e 8-13 kg/ha di fosforo (EEA, 2005). Secondo uno studio europeo, la concentrazione di nitrati nelle acque di falda delle aree agricole supera nel 22% dei casi la soglia di potabilità (50 mg/L) suggerita dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (Laegreid et al., 1999). Generalmente le perdite di nitrati più elevate si rilevano in autunno, inverno ed inizio primavera quando l'evaporazione è bassa, le precipitazioni sono abbondanti e il terreno è privo di vegetazione (Stenberg et al., 1999). Nelle terre arabili percolazione e dilavamento possono comportare rilasci di nitrati pari a 30-90 kg/ha, sebbene in alcune zone possano essere superati i 150 kg/ha per anno (OCSE, 1987).

1.4 Effetti dell'inquinamento dovuto a fitonutrienti

Le perdite di nutrienti nel terreno possono arrecare danni all'ambiente e alla salute dell'uomo.

Infatti i rilasci di elementi come l'azoto interessano negativamente le acque superficiali e di falda, la qualità del terreno, l'atmosfera, quindi, su vasta scala interi ecosistemi, compreso quello terrestre. Creare una valida politica ambientale è un'operazione non facile poiché i risultati ottenuti generalmente differiscono nello spazio e nel tempo rispetto alle azioni che li hanno generati (Menzel, 1991; Novotny, 1999, Pretty et al., 2003). I benefici sociali creati diventano quindi, per la maggior parte della popolazione, difficili da rilevare e quantificare. Risultano comunque innegabili gli effetti nocicettivi dovuti ad ogni forma di inquinamento e la positività, in riferimento al benessere, di quanto regolamentato.

1.4.1 Problemi di salute causati da nitrati

Elevate concentrazioni di nitrati nelle acque possono costituire una minaccia alla salute della popolazione, in particolar modo dei neonati. La bassa acidità presente nel loro stomaco permette il proliferare di alcuni microbi che contengono enzimi in grado di ridurre i nitrati in nitriti; ciò potrebbe provocare metaemoglobinemia. Questa malattia, nota anche come "*sindrome dei bambini blu*" per la colorazione cianotica assunta dai neonati attorno alla bocca, alle labbra e ai piedi, riduce la capacità del sangue di trasportare ossigeno e può condurre a problemi respiratori, vomito, diarrea e, nei casi più gravi, alla morte (Davis, 1990; Skipton e Hay, 1995).

L'incidenza della metaemoglobinemia su scala mondiale è comunque piuttosto ridotta: l'Organizzazione Mondiale per la Sanità (WHO) riporta 2000 casi tra il 1945 e il 1986 legati al consumo di acqua con concentrazioni di nitrati superiori ai 25 mg/L, di cui 160 mortali. Tra il 1973 e il 1993 non sono stati riportati casi in Gran Bretagna (Heathwaite et al., 1993), mentre negli USA negli anni 90 si sono avute tre sole segnalazioni, in due casi legate all'ingestione di acqua con concentrazioni molto elevate di azoto nitrico (superiori a 50 mg/L) e solo in uno di poco superiori al valore limite.

E' possibile inoltre che la presenza di un elevato quantitativo di nitrati nell'acqua destinata al consumo da parte della popolazione dia origine alla formazione di nitrosamine, la cui carcinogenicità è da tempo nota (Magee, 1982; Hill

et al., 1973; Winnerberger, 1982; Pocock, 1982). Più dell' 80% tra un centinaio di composti N-nitroso hanno evidenziato fenomeni di cancerogenità in animali da esperimento, provocando effetti mutageni e tumori in vari organi. I fattori più preoccupanti per la salute riguardano la possibilità che i nitrati si trasformino in nitrosamine nel corpo umano e che quest'ultime possano provocare tumori. Il legame diretto tra ingestione di nitrati e formazione di nitrosamine non è comunque chiaro (Magee, 1982), e pertanto la grandezza del rischio di cancro dovuto alla presenza di nitrati nelle acque non è nota (Jasa et al., 1998).

Stanti le difficoltà nella valutazione dei rischi di tumore dovuti all'assunzione di nitrati tramite l'acqua potabile, legate a cause quali: la presenza di nitrati nei cibi e specialmente negli ortaggi; l'ingestione diretta di nitriti e nitrosamine con i cibi conservati; gli altri fattori cancerogeni, alimentari e non, e i lunghi tempi di latenza del cancro (OCSE, 1987), permangono ad oggi le linee guida prudenziali stabilite dal WHO, che fissano il limite di potabilità a 50 mg/L di nitrati e a 3 mg/L di nitriti. Fermo restando che la somma dei rapporti tra le due concentrazioni e i rispettivi limiti fissati non dovrebbe in ogni caso essere superiore ad 1 (WHO, 2003).

Anche nel caso degli animali d'allevamento sussistono motivate ragioni per ritenere che un elevato consumo di nitrati (ingeriti con erba, foraggio o acqua) sia causa di problemi di salute, quali la scarsa crescita degli animali giovani, l'aumento del numero di aborti, la bassa produzione di latte e la sua scarsa qualità.

Lo stesso latte prodotto da animali con una dieta troppo ricca di nitrati potrebbe avere ripercussioni negative sugli esseri umani che dovessero nutrirsi (OCSE, 1987).

1.4.2 Eutrofizzazione

L'eutrofizzazione è un fenomeno di evoluzione di ambienti acquatici dovuto all'eccessiva crescita della vegetazione indotta dal forte aumento della concentrazione di nutrienti nelle acque superficiali. Questa crescita accelerata, spesso chiamata fioritura algale, riduce l'ossigeno disciolto nell'acqua (ipossia) quando il materiale vegetale morto comincia a decomporsi e può causare la morte di altri organismi.

Poiché, secondo quanto affermato da Ravera in un suo vecchio studio risalente al 1978, il sistema delle acque dolci è strettamente interconnesso, modifiche

significative che avvengono in una sua parte si ripercuotono sull'intero bacino imbrifero, pertanto fenomeni inizialmente limitati di eutrofizzazione possono intaccare il patrimonio idrico su larga scala.

L'eutrofizzazione crea numerosi problemi per l'approvvigionamento idrico visto che rende la depurazione delle acque molto difficile ed onerosa oltre ad aumentare il rischio di crescita batterica nell'acqua potabile sia per l'ostruirsi delle tubature di distribuzione e per l'elevata concentrazione di nutrienti. Riconosciuta come fenomeno legato all'inquinamento in diversi laghi europei e nordamericani a partire dalla seconda metà del ventesimo secolo (Rohde, 1969), l'eutrofizzazione si è poi diffusa, fino ad interessare percentuali vicine o superiori al 50% dei laghi in Asia, Nordamerica ed Europa (ILEC/Lake Biwa Research Institute, 1988-1993). Sul processo di eutrofizzazione influiscono diverse fattori, in particolare si fa menzione al fosforo e l'azoto, che possono avere diversi effetti.

Infatti, il fosforo è un elemento generalmente riconosciuto come fattore limitante per la crescita delle piante nei corpi idrici, esso è molto poco solubile e quindi poco disponibile in acqua (Schindler e Fee, 1974; Schindler, 1977). L'azoto invece presenta numerosi problemi, in quanto è assai dilavabile, non viene trattenuto dal terreno, ogni abuso o uso improprio provoca inquinamento delle falde. Ulteriore caratteristica è quella di presentare una variabilità stagionale che influisce sulla fioritura algale e sullo sviluppo della flora, infatti quando vi è maggiore concentrazione di azoto nel periodo di fioritura, aumenta il fenomeno di eutrofizzazione (Heathwaite, 1993).

L'eutrofizzazione inoltre può essere causa di importanti modifiche nella componente floristica di un ecosistema: l'accresciuta disponibilità di elementi può favorire l'invasione di specie alloctone più competitive nelle nuove condizioni, provocando significative alterazioni negli equilibri originari (Bertness et al., 2002).

2

LA DIRETTIVA NITRATI NELLA REGIONE VENETO

2.1 Attuazione della direttiva nitrati

I rischi e gli effetti connessi all'inquinamento idrico da azoto, esaminati precedentemente, sono stati motivo di interesse per la Comunità Europea che ha preso provvedimenti tramite la Direttiva Nitrati.

La direttiva comunitaria in questione è la 91/676/CEE. Essa si occupa della regolamentazione volta a salvaguardare le acque sotterranee e superficiali dall'inquinamento causato, in primo luogo, dai nitrati presenti nei reflui, provenienti dalle aziende zootecniche e delle piccole aziende agroalimentari. La direttiva comunitaria ha previsto:

- una designazione di “Zone Vulnerabili da Nitrati” di origine agricola (ZVN), nelle quali vi è il divieto di spargimento dei reflui degli allevamenti e di quelli provenienti dalle piccole aziende agroalimentari, fino a un limite massimo annuo di 170 kg di azoto per ettaro;
- la regolamentazione dell'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e dei reflui aziendali, con definizione dei “Programmi d'Azione”, che stabiliscono le modalità con cui possono essere effettuati tali spandimenti.

2.2 Individuazione delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola

Si considerano zone vulnerabili le zone di territorio che scaricano direttamente o indirettamente composti azotati in acque già' inquinate o che potrebbero esserlo in conseguenza di tali scarichi.

Tali acque sono individuate in base ai seguenti criteri:

1. la presenza di nitrati o la loro possibile presenza ad una concentrazione superiore a 50 mg/L (espressi come NO_3) nelle acque dolci superficiali, in particolare quelle destinate alla produzione di acqua potabile, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19;
2. la presenza di nitrati o la loro possibile presenza ad una concentrazione superiore a 50 mg/L (espressi come NO_3) nelle acque dolci sotterranee, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19;

3. la presenza di eutrofizzazione oppure la possibilità del verificarsi di tale fenomeno nell'immediato futuro nei laghi naturali di acque dolci o altre acque dolci, estuari, acque costiere e marine, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19.

Nell'individuazione delle zone vulnerabili, le Regioni tengono conto pertanto:

1. delle caratteristiche fisiche e ambientali delle acque e dei terreni che determinano il comportamento dei nitrati nel sistema acqua/terreno;
2. del risultato conseguibile attraverso i programmi d'azione adottati;
3. delle eventuali ripercussioni che si avrebbero nel caso di mancato intervento ai sensi dell'articolo 19.

2.3 Controlli da eseguire ai fini della revisione delle zone vulnerabili

Ai fini di quanto disposto dal comma 4 dell'articolo 19, la concentrazione dei nitrati deve essere controllata per il periodo di durata pari almeno ad un anno:

- nelle stazioni di campionamento previste per la classificazione dei corpi idrici sotterranei e superficiali individuate secondo quanto previsto dall'allegato 1 al decreto;
- nelle altre stazioni di campionamento previste al Titolo II Capo II relativo al controllo delle acque destinate alla produzione di acque potabili, almeno una volta al mese e più frequentemente nei periodi di piena;
- nei punti di prelievo, controllati ai sensi del DPR 236/88, delle acque destinate al consumo umano.

Il controllo va ripetuto almeno ogni quattro anni. Nelle stazioni dove si è riscontrata una concentrazione di nitrati inferiore a 25 mg/L (espressi come NO₃) il programma di controllo può essere ripetuto ogni otto anni, purché non si sia manifestato alcun fattore nuovo che possa aver incrementato il tenore dei nitrati.

Ogni quattro anni è sottoposto a riesame lo stato eutrofico delle acque dolci superficiali, di transizione e costiere, adottando di conseguenza i provvedimenti del caso.

Nei programmi di controllo devono essere applicati i metodi di misura di riferimento previsti al successivo punto.

2.4 Aspetti metodologici

L'individuazione delle zone vulnerabili viene effettuata tenendo conto dei carichi (specie animali allevate, intensità degli allevamenti e loro tipologia, tipologia dei reflui che ne derivano e modalità di applicazione al terreno, coltivazioni e fertilizzazioni in uso), nonché dei fattori ambientali che possono concorrere a determinare uno stato di contaminazione. Tali fattori dipendono:

- dalla vulnerabilità intrinseca delle formazioni acquifere ai fluidi inquinanti (caratteristiche litostrutturali, idrogeologiche e idrodinamiche del sottosuolo e degli acquiferi);
- dalla capacità di attenuazione del suolo nei confronti dell'inquinante (caratteristiche di tessitura, contenuto di sostanza organica ed altri fattori relativi alla sua composizione e reattività chimico-biologica);
- dalle condizioni climatiche e idrologiche;
- dal tipo di ordinamento colturale e dalle relative pratiche agronomiche.

Gli approcci metodologici di valutazione della vulnerabilità richiedono un'idonea ed omogenea base di dati e a tal proposito si osserva che sul territorio nazionale sono presenti:

- aree per cui sono disponibili notevoli conoscenze di base e già è stata predisposta una mappatura della vulnerabilità a scala di dettaglio sia con la metodologia CNR-GNDCI (Gruppo Nazionale per la Difesa dalle Catastrofi Idrogeologiche) che con sistemi parametrici;

- aree nelle quali, pur mancando studi e valutazioni di vulnerabilità sono disponibili dati sufficienti per effettuare un'indagine di carattere orientativo e produrre un elaborato cartografico a scala di riconoscimento;
- aree in cui le informazioni sono molto carenti o frammentarie ed è necessario ricorrere ad una preventiva raccolta di dati al fine di applicare le metodologie di base studiate in ambito CNR-GNDCI.

Al fine di individuare sull'intero territorio nazionale le zone vulnerabili ai nitrati si ritiene opportuno procedere ad un'indagine preliminare di riconoscimento, che deve essere in seguito revisionata sulla base di aggiornamenti successivi conseguenti anche ad eventuali ulteriori indagini di maggiore dettaglio.

2.5 Indagine preliminare di riconoscimento

La scala cartografica di rappresentazione prescelta è 1:250.000 su base topografica preferibilmente informatizzata.

Obiettivo dell'indagine di riconoscimento è l'individuazione delle porzioni di territorio dove le situazioni pericolose per le acque sotterranee sono particolarmente evidenti. In tale fase dell'indagine non è necessario separate più classi di vulnerabilità.

In prima approssimazione i fattori critici da considerate nell'individuazione delle zone vulnerabili sono:

- a) presenza di un acquifero libero o parzialmente confinato (ove la connessione idraulica con la superficie è possibile) e, nel caso di rocce litoidi fratturate, presenza di un acquifero a profondità inferiore a 50 m da raddoppiarsi in zona a carsismo evoluto;
- b) presenza di una litologia di superficie e dell'insaturo prevalentemente permeabile (sabbia, ghiaia o litotipi fratturati);

c) presenza di suoli a capacità di attenuazione tendenzialmente bassa (ad es. suoli prevalentemente sabbiosi, o molto ghiaiosi, con basso tenore di sostanza organica, poco profondi);

d) presenza di situazioni accertate di compromissioni qualitative delle acque sotterranee dovuta a fattori antropici di origine prevalentemente agricola o zootecnica.

La concomitanza delle condizioni sopra esposte identifica le situazioni di maggiore vulnerabilità.

Vengono escluse dalle zone vulnerabili le situazioni in cui la natura dei corpi rocciosi impedisce la formazione di un acquifero o dove esiste una protezione determinata da un orizzonte scarsamente permeabile purché continuo.

L'indagine preliminare di riconoscimento delle zone vulnerabili viene effettuata:

a) per le zone ove è già disponibile una mappatura a scala di dettaglio o di sintesi, mediante accorpamento delle aree classificate ad alta, elevata ed estremamente elevata vulnerabilità;

b) per le zone dove non è disponibile una mappatura ma esistono sufficienti informazioni geopedologico-ambientali, mediante il metodo di valutazione di zonazione per aree omogenee (metodo CNR-GNDCI) o al metodo parametrico;

c) per le zone dove non esistono sufficienti informazioni, mediante dati esistenti e/o rapidamente acquisibili e applicazione del metodo CNR-GNDCI, anche ricorrendo a criteri di similitudine.

L'indagine preliminare di riconoscimento può essere suscettibile di sostanziali approfondimenti e aggiornamenti sulla base di nuove indicazioni tra cui, in primo luogo, i dati provenienti da attività di monitoraggio che consentono una caratterizzazione e una delimitazione più precisa delle aree vulnerabili. Con il supporto delle ARPA, ove costituite, deve essere avviata una indagine finalizzata alla stesura di una cartografia di maggiore dettaglio (1:50.000-100.000) per convogliare la maggior parte delle risorse tecnico-scientifiche sullo studio delle zone più problematiche.

Obiettivo di questa indagine è l'individuazione dettagliata della "vulnerabilità specifica" degli acquiferi e in particolare delle classi di grado più elevato. Si considerano, pertanto, i fattori inerenti la "vulnerabilità intrinseca" degli acquiferi e la capacità di attenuazione del suolo, dell'insaturo e dell'acquifero. Il prodotto di tale indagine può essere soggetto ad aggiornamenti sulla base di nuove conoscenze e dei risultati della sperimentazione. E' opportuno gestire i dati raccolti mediante un sistema GIS.

Le amministrazioni possono comunque intraprendere studi di maggior dettaglio quali strumenti di previsione e di prevenzione dei fenomeni di inquinamento. Questi studi sono finalizzati alla valutazione della vulnerabilità e dei rischi presenti in siti specifici (campi, pozzi, singole aziende, comprensori, ecc.), all'interno delle più vaste aree definite come vulnerabili e possono permettere di indicare con maggiore definizione le eventuali misure da adottare nel tempo e nello spazio.

2.6 Indicazioni e misure per i programmi d'azione

I programmi d'azione sono obbligatori per le zone vulnerabili e tengono conto dei dati scientifici e tecnici disponibili, con riferimento principalmente agli apporti azotati rispettivamente di origine agricola o di altra origine, nonché delle condizioni ambientali locali. I programmi d'azione includono misure relative a:

- 1) i periodi in cui è proibita l'applicazione al terreno di determinati tipi di fertilizzanti;
- 2) la capacità dei depositi per effluenti di allevamento; tale capacità deve superare quella necessaria per l'immagazzinamento nel periodo più lungo, durante il quale è proibita l'applicazione al terreno di effluenti nella zona vulnerabile, salvo i casi in cui sia dimostrato all'autorità competente che qualsiasi quantitativo di effluente superiore all'effettiva capacità d'immagazzinamento verrà gestito senza causare danno all'ambiente;
- 3) la limitazione dell'applicazione al terreno di fertilizzanti conformemente alla buona pratica agricola e in funzione delle caratteristiche della zona vulnerabile interessata; in particolare si deve tener conto:

- a) delle condizioni, del tipo e della pendenza del suolo;
- b) delle condizioni climatiche, delle precipitazioni e dell'irrigazione;
- c) dell'uso del terreno e delle pratiche agricole, inclusi i sistemi di rotazione e di avvicendamento colturale.

Le misure si basano sull'equilibrio tra il prevedibile fabbisogno di azoto delle colture e l'apporto di azoto proveniente dal terreno e dalla fertilizzazione, corrispondente:

-alla quantità di azoto presente nel terreno nel momento in cui la coltura comincia ad assorbirlo in misura significativa (quantità rimanente alla fine dell'inverno);

-all'apporto di composti di azoto provenienti dalla mineralizzazione netta delle riserve di azoto organico presenti nel terreno;

-all'aggiunta di composti di azoto provenienti da effluenti di allevamento;

-all'aggiunta di composti di azoto provenienti da fertilizzanti chimici e da altri fertilizzanti.

I programmi di azione devono contenere almeno le indicazioni riportate nel Codice di Buona Pratica Agricola, ove applicabili.

Le misure devono garantire che, per ciascuna azienda o allevamento, il quantitativo di effluente zootecnico sparso sul terreno ogni anno, compreso quello depositato dagli animali stessi, non superi un apporto pari a 170 kg di azoto per ettaro. Tuttavia per i primi due anni del programma di azione il quantitativo di effluente utilizzabile può essere elevato fino ad un apporto corrispondente a 210 kg di azoto per ettaro. I predetti quantitativi sono calcolati sulla base del numero e delle categorie degli animali.

Ai fini del calcolo degli apporti di azoto provenienti dalle diverse tipologie di allevamento si terrà conto delle indicazioni contenute nel decreto del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali di cui all'articolo 39, comma 2, del presente decreto.

Durante e dopo i primi quattro anni di applicazione del programma d'azione le Regioni non possono fare istanza al Ministero dell'Ambiente per lo spargimento di quantitativi di effluenti di allevamento diversi da quelli sopra indicati, ma in alcuni

casi specifici è possibile richiedere deroghe, tali da non compromettere le finalità di cui all'articolo 1; ben motivate e giustificate in base a criteri obiettivi relativi alla gestione del suolo e delle colture, quali:

- stagioni di crescita prolungate;
- colture con grado elevato di assorbimento di azoto;
- terreni con capacità eccezionalmente alta di denitrificazione.

Il Ministero dell'ambiente, acquisito il parere favorevole della Commissione europea, che lo rende sulla base delle procedure previste all'articolo 9 della direttiva 91/676/CEE, può concedere lo spargimento di tali quantitativi.

2.7 Deroga alla direttiva nitrati

Per le zone considerate vulnerabili ai nitrati (ZVN), quali quelle del bacino padano, l'Unione Europea aveva stabilito la normativa suddetta (Direttiva Nitrati n. 91/676/CEE, recepita dalla normativa italiana con Dgl n. 152 del 1999) che prevedeva annualmente una precisa quantità di fertilizzanti azotati di origine zootecnica fino ad un massimo di 170 kg/ha. Nella Regione Veneto, congiuntamente ad altre regioni, è stata approvata una deroga alla Direttiva Nitrati che consente di incrementare l'utilizzo di nitrati in quantità superiore a quanto originariamente previsto dalla normativa comunitaria, fino ad una soglia massima di 250 kg/ha, approvata con Decisione n. 2011/721/UE. Questa consente alle aziende agricole delle zone ZVN, previa richiesta secondo i termini di legge, l'utilizzo esclusivo di letami e liquami prodotti dai bovini o dai suini o di materiale ottenuto attraverso il trattamento di digestione anaerobica di tali effluenti di allevamento. Per quanto riguarda i liquami suini la deroga prevede che solo la parte liquida di questi può essere utilizzata per terreni aziendali. Le produzioni per le quali è prevista la deroga riguardano: silo mais (classe FAO 600-700) o mais da granella (classe FAO 600-700) con la raccolta dell'intera pianta, sorgo e mais in successione con erbario invernale, oppure un cereale autunno-vernino in successione con erbario invernale. Pertanto le aziende che aderiscono alla deroga devono utilizzare colture con elevata

capacità di assorbimento di azoto o garantire una copertura vegetale del terreno per un lungo periodo di tempo.

MATERIALI E METODI

3.1. Premessa

Nella pianificazione iniziale del presente studio si è cercato di coniugare l'esigenza di rendere i risultati rappresentativi dell'intero territorio Veneto e l'impossibilità di monitorare lo stesso in tutta la sua superficie.

Nelle aree di prova sono stati eseguiti i seguenti monitoraggi:

- Monitoraggio dell'acqua di percolazione;
- Monitoraggio dell'umidità del suolo;
- Monitoraggio delle acque di falda;
- Rilievi sulla coltura in atto.

3.2 Il sito sperimentale

La prova è costituita da un appezzamento in cui sono collocati 12 lisimetri interrati, disposti in quattro file, di area pari ad un metro quadrato e profondità di 1,5 metri. La peculiarità di questo sito, è quella di essere coperta da un capannone scorrevole elettrico (Immagine 1), che si attiva tramite fotocellule ogni qualvolta cominci un evento atmosferico di precipitazione; in questo modo l'irrigazione è tenuta sotto controllo e la coltura riceve la quantità d'acqua secondo protocollo tramite innaffiamento manuale ed irrigazione a goccia.

Ciascun lisimetro permette di raccogliere l'acqua di percolazione sul fondo e convogliarla tramite una serie di tubazioni sotterranee ad una capannina sperimentale adiacente.

I cassoni sono dotati di una sonda metallica TDR impostata per effettuare il rilievo a profondità diversa (15 cm, 30 cm, 45 cm, 60 e 90 cm).

In quattro delle dodici postazioni sono presenti, inoltre, 1 freatimetro, mediante il quale è misurata l'acqua di falda.

Esternamente a queste aree è presente una grondaia per il campionamento del run-off, necessario per conoscere la quantità d'acqua che la coltura ha ricevuto prima che la copertura scorrevole si attivi e copra l'appezzamento.

Immagine 1: Copertura scorrevole del sito.



3.3 Tesi a confronto

Per questa ricerca è stato scelto come oggetto di studio la coltura del mais da granella. La densità di semina è di 8 piante per m².

Tabella 3.1: Principali operazioni di coltivazione effettuate presso il sito

| Operazioni | Anno 2011 |
|--|------------------|
| Lavorazione del terreno e concimazione | 28-06 |
| Semina mais | 29-06 |
| II ^a concimazione | 05-08 |
| Raccolta | 20-10 |

Per quanto riguarda il regime idrico è stato stabilito di distribuire a tutti i lisimetri la stessa quantità e cioè 1100 mm anno⁻¹. Si sono simulate tre situazioni differenti di falda, assenza di falda e 2 falde superficiali rispettivamente a 60 cm e 120 cm di profondità.

I lisimetri hanno ricevuto due diversi livelli di concimazione azotata. Le concimazioni sono state scelte in funzione di quanto previsto dalla Direttiva Nitrati per le zone vulnerabili e dalla recente deroga. Per questo motivo la prima concimazione è stata pari a 170 kg ha⁻¹ anno⁻¹ di BIO-REX (letame di origine animale con caratteristiche identiche a quelle del letame) più 80 kg ha⁻¹ di urea e la seconda 250+118 (deroga per agricoltori in ZVN che devono presentare il PUA).

Tabella 3.2: Composizione BIO-REX

| | |
|--|------|
| Azoto totale (N) | 2.8% |
| Anidride fosforica (P ₂ O ₅) | 3% |
| Ossido di Potassio (K ₂ O) | 2% |
| Sostanza organica | 65% |
| Carbonio organico | 38% |
| Rapporto C/N | 13 |
| PH | 7 |

Le tesi sperimentali scaturiscono da tre situazioni di falda combinate alle due concimazioni e replicate. Le 12 tesi ottenute sono distribuite a randomizzazione completa all'interno dell'impianto lisimetrico.

Tabella 3.3: Tesi sperimentali.

| LISIMETRO | Ietame Kg/ha | Urea Kg/ha | Falda cm |
|------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------|
| 2 | 170 | 80 | 60 |
| 3 | 250 | 118 | 120 |
| 6 | 250 | 118 | 120 |
| 7 | 170 | 80 | 120 |
| 8 | 170 | 80 | 0 |
| 10 | 250 | 118 | 0 |
| 11 | 170 | 80 | 60 |
| 12 | 250 | 118 | 0 |
| 13 | 170 | 80 | 120 |
| 16 | 250 | 118 | 60 |
| 19 | 250 | 118 | 60 |
| 20 | 170 | 80 | 0 |

3.4 Monitoraggio acqua di percolazione

Inoltre, con questo studio, si vuole porre anche l'attenzione al fenomeno di percolazione, in quanto è uno dei principali veicoli di inquinamento di origine agricola delle acque sotterranee.

Il lisimetro permette di precisare esattamente la quantità delle acque di percolazione. La superficie del lisimetro è di 1 m² la sua profondità di 1.4 m e il fondo è formato da uno strato di 10 cm di ghiaia. Le caratteristiche del suolo sono riportate in Tabella 3.4.

Tabella 3.4: Proprietà chimico-fisiche iniziali del suolo.

| Proprietà del suolo | Profondità (cm) | |
|---------------------------------|-----------------|-----------|
| | 0-50 cm | 50-140 cm |
| Sabbia (%) | 31 | 35 |
| Limo (%) | 49 | 45 |
| Argilla(%) | 20 | 20 |
| pH | 8.13 | 8.1 |
| AzotoTotale (%) | 1.1 | 1.0 |
| Carbone Organico (%) | 0.82 | 0.66 |
| Sostanza Organica (%) | 1.41 | 1.14 |
| Rapporto Carbonio Azoto | 7.45 | 6.6 |
| Carbonato Totale (%) | 20.1 | 17.3 |
| Carbonati solubili (%) | 4.1 | 3.9 |
| Salinità (mS cm ⁻¹) | 0.28 | 0.26 |
| Fosforo disponibile | 1 | 9 |
| Potassio disponibile | 135 | 128 |

Il confronto dei dati del lisimetro con le quantità di acqua immesse, l'umidità del suolo e percolazione, permette di calcolare i bilanci idrici. Una buona stima del bilancio idrico permette di conservare le risorse e di limitare l'inquinamento per lisciviazione. Eseguendo settimanalmente un bilancio idrico, possiamo determinare il contenuto di acqua presente nel terreno e stabilire di conseguenza l'evapotraspirazione effettiva.

Durante il campionamento è stato compilato un foglio dove si indica la quantità di acqua che costituisce ogni campione. I rilievi non sono effettuabili in assenza di percolazione, in quanto i campionamenti vengono fatti solo in presenza di acqua. Per questo motivo possono essere simulate abbondanti piogge per facilitare la percolazione.

Sulle acque di drenaggio vengono monitorati i volumi ed effettuate analisi qualitative sulle seguenti forme solubili dell'azoto (N-NO³⁻; N-NO²⁻, N-NH⁴⁺; Ntotale). Vengono analizzati anche altri anioni: PO⁴³⁻, SO⁴²⁻, Cl⁻.

3.5 Monitoraggio dell'umidità del suolo

L'umidità del suolo è misurata settimanalmente mediante il funzionamento di sonde TDR (*Time Domain Reflectometry*) installate nel terreno alle profondità di 15cm, 30cm, 45cm, 60cm e 90cm, in modo tale da rilevare l'umidità media di diversi strati di terreno. Le sonde vengono, ad una ad una, collegate ad un sensore che invia un segnale elettromagnetico; quest'ultimo si propaga attraverso la sonda, che funge da guida d'onda e, una volta giunto al termine della linea, viene riflesso al sensore, che determina la velocità di propagazione del segnale.

Questa tecnica opera in base al principio della propagazione di segnali elettromagnetici attraverso una linea di trasmissione parallela. La velocità di propagazione di un segnale elettromagnetico dipende dalla costante dielettrica del mezzo che circonda la linea di trasmissione. Come è noto (Topp et al., 1980) per il suolo quest'ultima caratteristica è influenzata prevalentemente dal contenuto idrico e solo in misura minore dalle caratteristiche della fase solida (composizione mineralogica, densità reale e apparente), dalla salinità e dalla temperatura. Queste condizioni sono tali da permettere, almeno per un'ampia gamma di terreni, la determinazione del contenuto idrico senza una previa calibrazione dello strumento.

La relazione che lega la velocità della luce nel vuoto (c) e alla velocità di propagazione (v) è la seguente costante dielettrica apparente (K_a):

$$K_a = \left(\frac{c}{v} \right)^2$$

dove c è la velocità della luce nel vuoto ($m\ s^{-1}$).

Questo sistema presenta una serie di caratteristiche che ne rendono l'utilizzo vantaggioso, perché è un metodo rapido, affidabile e ripetibile, ha una limitata azione di disturbo, permette l'installazione delle sonde con qualunque orientamento, non richiede calibrazione per stime approssimative del contenuto idrico e può essere automatizzato (Santini, 1997).

A questi vantaggi si contrappongono, tuttavia, degli evidenti limiti, come, ad esempio, l'elevato costo e la necessità, per i suoli molto argillosi o con elevato contenuto di sostanza organica, di operare una calibrazione specifica.

3.6 Monitoraggio delle acque di falda

Questa operazione è resa possibile grazie all'utilizzo del piezometro, uno strumento costituito da un tubo rigido in PVC, che viene inserito nel suolo alla profondità in cui è intercettata la falda.

Il tratto finale inferiore del tubo è forato ed è ricoperto da un materiale filtrante che impedisce l'occlusione dei fori causata dalle particelle del terreno (Rossi e Pisa, 1997).

Nella tesi che prevede la falda simulata, ottenuta mediante ostruzione del canale di percolazione, la misurazione del livello si ottiene mediante rilievi effettuati attraverso i tubi collegati perpendicolarmente al cassone di coltivazione che, secondo il principio dei vasi comunicanti, indicano il livello della falda.

Per misurare la profondità alla quale la falda è presente, è stata invece introdotta una sonda legata ad una corda metrica e dotata di un sensore che si innesca a contatto con l'acqua.

La falda viene regolata direttamente a seconda dei livelli prefissati (60 e 120 cm) attraverso l'immissione di acqua (input), qualora i livelli sono eccessivamente bassi, o l'estromissione degli eccessi (output), qualora i livelli risultano sforati di 10 cm. L'acqua estratta viene considerata percolazione.

3.7 Rilievi sulla coltura

Oltre ai necessari rilievi effettuati sul terreno e sulle acque di percolazione notevole rilievo è attribuito a quelli effettuati sulle colture, realizzati sia a livello quantitativo che a livello qualitativo. I primi considerano i quantitativi di sostanza secca (resa biomassa totale e granella). Per quanto riguarda i rilievi qualitativi sono incentrati sul contenuto di azoto presente nella granella e nei residui colturali (tutoli, brattee, foglie, stocchi).

RISULTATI E CONCLUSIONI

4.1 Evapotraspirazione

I risultati delle attività di monitoraggio eseguite nel corso della sperimentazione consentono di stimare correttamente il bilancio idrico. La Fig.1 indica l'evapotraspirazione effettiva cumulata sia durante il periodo semina-raccolta sia un periodo post-raccolta. Il periodo post raccolta va dal 28/10/2011 al 27/04/2012.

I valori di ET considerati sono valori medi tra le repliche.

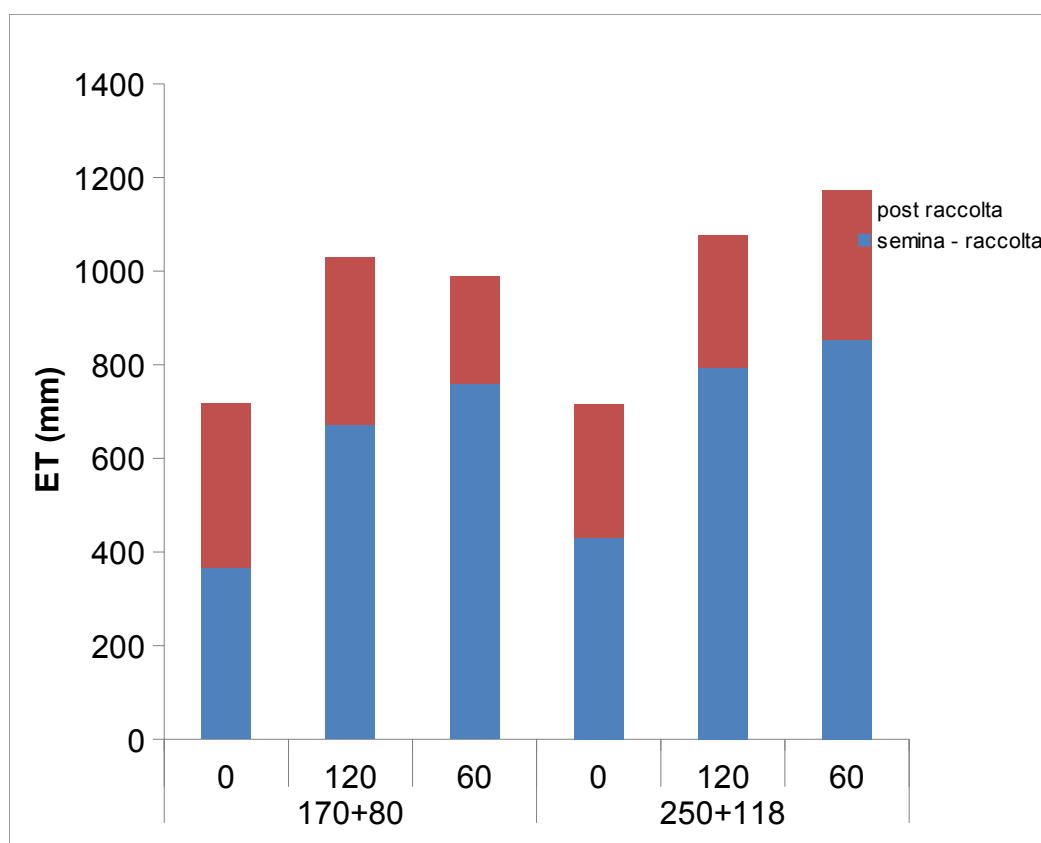


Figura 1: Evapotraspirazione media cumulata

Nel periodo post-raccolta i valori di ETE (evapotraspirazione effettiva) sono sostanzialmente simili tra le tesi, mentre si evidenziano delle rilevanti variazioni nella fase di coltivazione. Considerando quindi solo questo periodo, si è rilevato un effetto significativo sia della falda che del livello di concimazione (Tabella 4.5).

Tabella 4.5: ETE cumulata

| Falda | Livello di N | | Media |
|---------------|--------------|---------|-------|
| | 170+80 | 250+118 | |
| Falda assente | 367 | 430 | 399 b |
| 60 | 760 | 853 | 807 a |
| 120 | 673 | 793 | 733 a |
| Media | 600 b | 692 a | 646 |

La presenza della falda influisce in maniera molto pronunciata sul bilancio idrico delle parcelle. L'assenza di falda porta ad una minore acqua disponibile per le piante e la coltura mette in atto meccanismi per ridurre il consumo di acqua, riducendo l'evapotraspirazione.

In media le tesi con falda assente hanno così avuto una ETE inferiore del 48% rispetto alle tesi con falda, mentre la variazione della profondità di falda da 120 a 60 cm non ha determinato effetti significativi.

L'incremento della disponibilità azotata ha consentito un miglior sviluppo della pianta con una maggior LAI e ha quindi favorito l'ETE (+15.3% con il livello di N superiore).

4.2 Percolazione

Durante il ciclo della coltura il rifornimento idrico è stato garantito tramite le irrigazioni previste; successivamente alla raccolta della coltura, il capannone è stato mantenuto aperto e i lisimetri hanno ricevuto gli apporti idrici naturali. In questo secondo periodo si è osservata una fase di piovosità relativamente intensa tra novembre e dicembre, mentre successivamente le precipitazioni sono state ridotte.

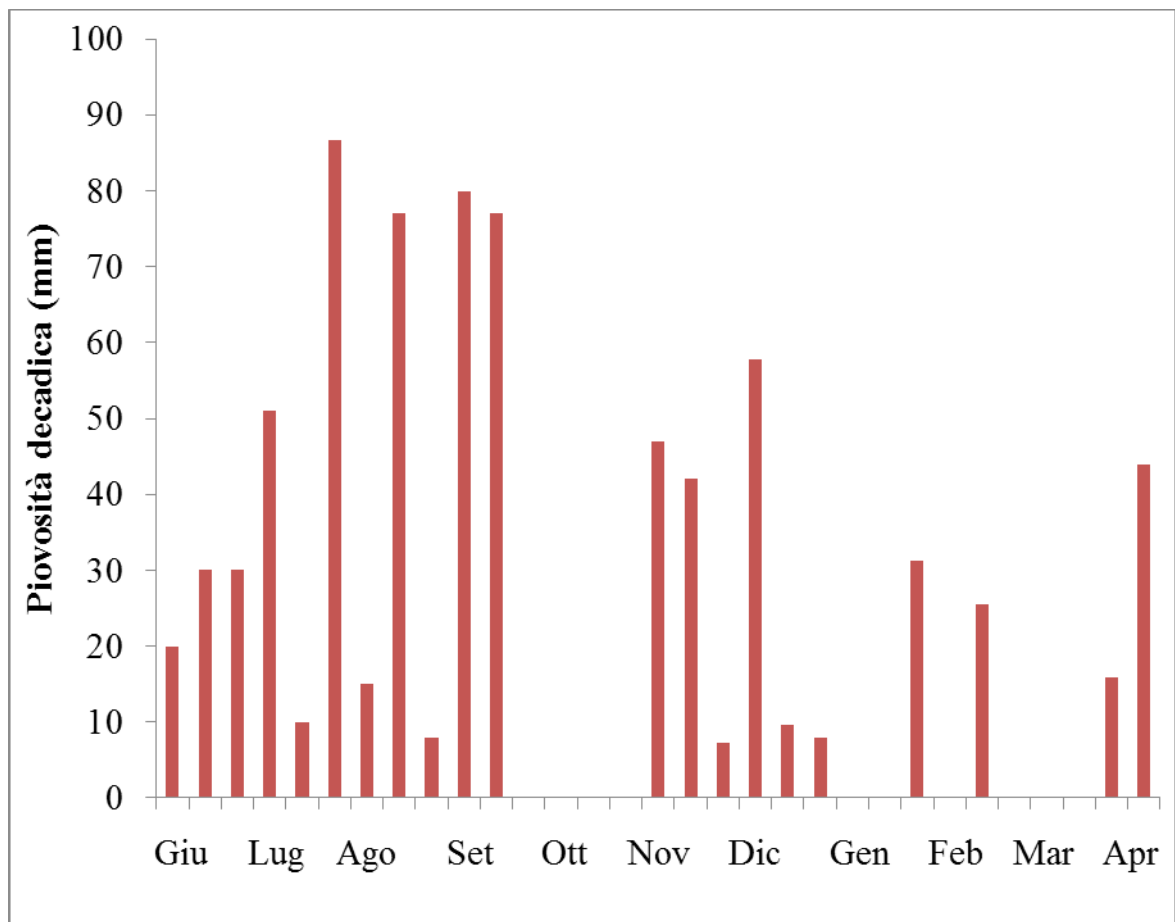


Figura 2: Piovosità+irrigazione decadiche nel periodo di monitoraggio

Durante il ciclo del mais non c'è stata nessuna percolazione a causa della degli elevati tassi di evapotraspirazione e dell'apporto idrico calibrato sulle necessità della coltura. I dati sulla percolazione sono stati quindi raccolti solo nel periodo post raccolta.

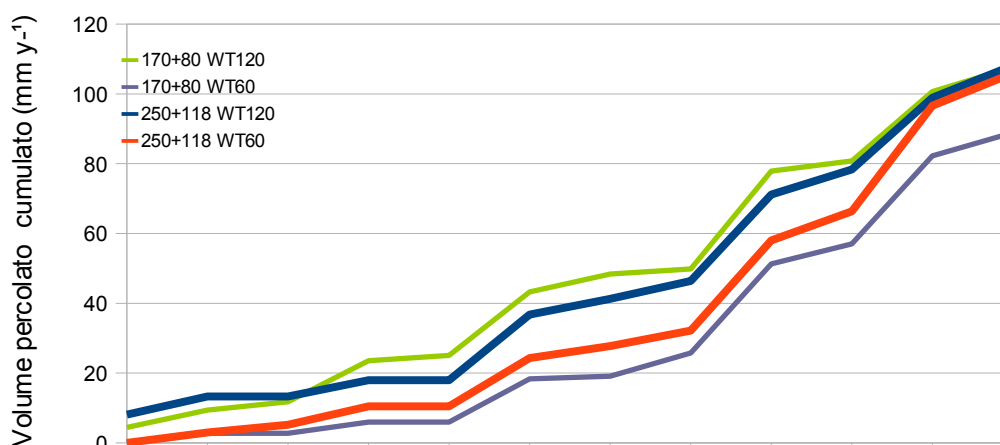


Figura 3: Percolazioni medie cumulate

Tabella 4.6: Percolazioni

| Falda | mm |
|---------------|---------|
| Falda assente | 0.0 b |
| 60 | 97.4 a |
| 120 | 107.9 a |
| Media | 68.4 |

La Figura 3 mette in evidenza un effetto significativo della falda. Le tesi con falda assente non hanno avuto nessuna percolazione. Le tesi con falda simulata presentano gli stessi andamenti di percolazione e valori cumulati non differenti tra loro (Tabella 4.6). Va comunque notato che nelle tesi a 170+118 Kg ha⁻¹ di azoto la minore evapotraspirazione durante il ciclo del mais ha determinato la presenza di una maggiore quantità di acqua nel lisimetro immediatamente dopo la raccolta. Nella fase

successiva queste tesi hanno presentato una maggiore percolazione. A fine ciclo di misure, comunque, i valori si sono allineati con quelli delle tesi con apporto di N più elevato. In tutte le tesi si sono osservate delle percolazioni relativamente intense nella fase piovosa tra Novembre e Dicembre.

4.3 Bilancio dell'azoto

La tabella 4.7 indica i quantitativi di azoto in *input* ed *output* nei lisimetri. L'acqua utilizzata per l'irrigazione è stata analizzata ed il quantitativo di azoto risultante conteggiato nel bilancio.

Tabella 4.7: Bilancio dell'azoto

| Refluo (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) | Prof. falda (cm) | N input | | | N output | | N residuo (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) |
|---|---------------------|---|---|--|---|--------------|--|
| | | N refluo (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) | N urea (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) | N irrigazione (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) | N assorbito mais (Kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) | | |
| 170+80 | - | 170 | 80 | 15,1 | 188,4 | 76,6 | |
| 170+80 | - | 170 | 80 | 15,1 | 153,3 | 111,8 | |
| 170+80 | 120 | 170 | 80 | 21,7 | 158,4 | 113,4 | |
| 170+80 | 120 | 170 | 80 | 21,5 | 156,1 | 115,5 | |
| 170+80 | 60 | 170 | 80 | 23,6 | 191,3 | 82,3 | |
| 170+80 | 60 | 170 | 80 | 23,3 | 160,0 | 113,3 | |
| 250+118 | - | 250 | 118 | 15,1 | 185,6 | 197,4 | |
| 250+118 | - | 250 | 118 | 15,1 | 183,7 | 199,3 | |
| 250+118 | 120 | 250 | 118 | 24,3 | 249,8 | 142,4 | |
| 250+118 | 120 | 250 | 118 | 24,3 | 279,1 | 113,2 | |
| 250+118 | 60 | 250 | 118 | 24,9 | 237,4 | 155,5 | |
| 250+118 | 60 | 250 | 118 | 25,1 | 219,5 | 173,6 | |

Gli assorbimenti del mais risultano costanti per tesi concimate con 170+80 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ e per quella con un apporto azotato di 250+118 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ in assenza di falda, con valori attorno a 170 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ (Figura 4). Assorbimenti più elevati sono stati osservati per le tesi concimate con 250+118 (Kg ha⁻¹ anno⁻¹) con falda presente, con un massimo nella tesi con falda a 120 cm (264 Kg ha⁻¹).

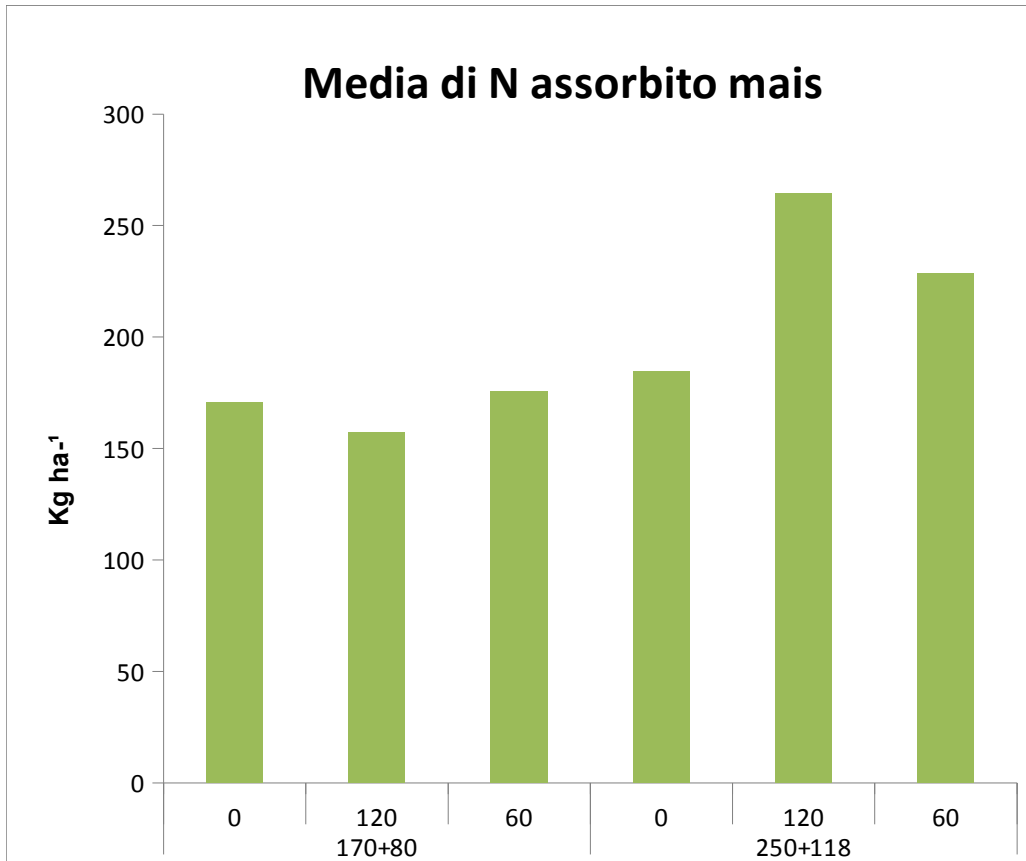


Figura 4: Media azoto assorbito

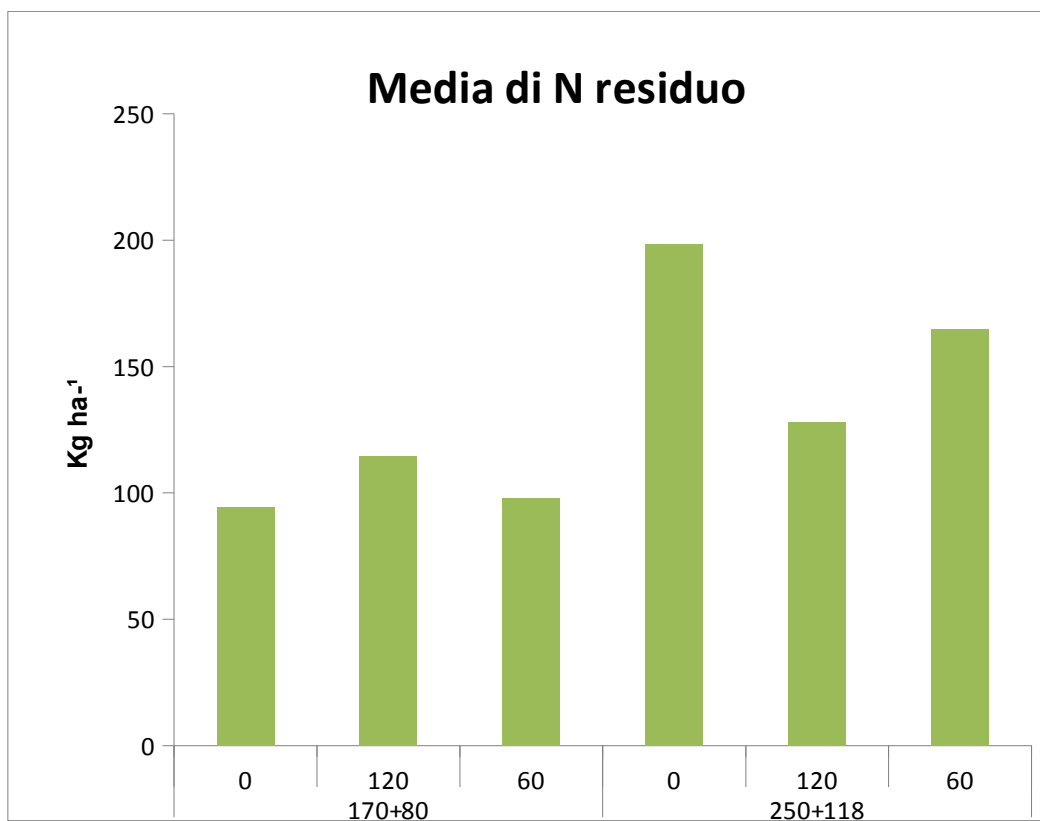


Figura 5 : Media azoto residuo

Tabella 4.8 : Valori medi dell'azoto residuo

| Prof. falda | N applicato | | Media |
|---------------|-------------|----------|-------|
| | 170+80 | 250+118 | |
| Falda assente | 94.2 c | 198.4 a | 146.3 |
| 60 | 97.8 c | 164.5 ab | 131.2 |
| 120 | 114.4 c | 127.8 bc | 121.1 |
| Media | 102.1 b | 163.6 a | 132.9 |

L'ANOVA ha messo in evidenza una differenza significativa tra i due livelli di N applicato, con N residuo inferiore con 170+80 Kg ha⁻¹ e un'interazione significativa 'N applicato per profondità di falda'. Con il livello azotato inferiore, le tesi con diverso livello di falda non si sono differenziate tra loro (Tabella 4.8) mentre, al livello di N più elevato, l'N residuo è aumentato significativamente passando dall'assenza di falda alla falda a 60 cm e a quella a 120 cm (Figura 5).

4.4 Perdite di azoto

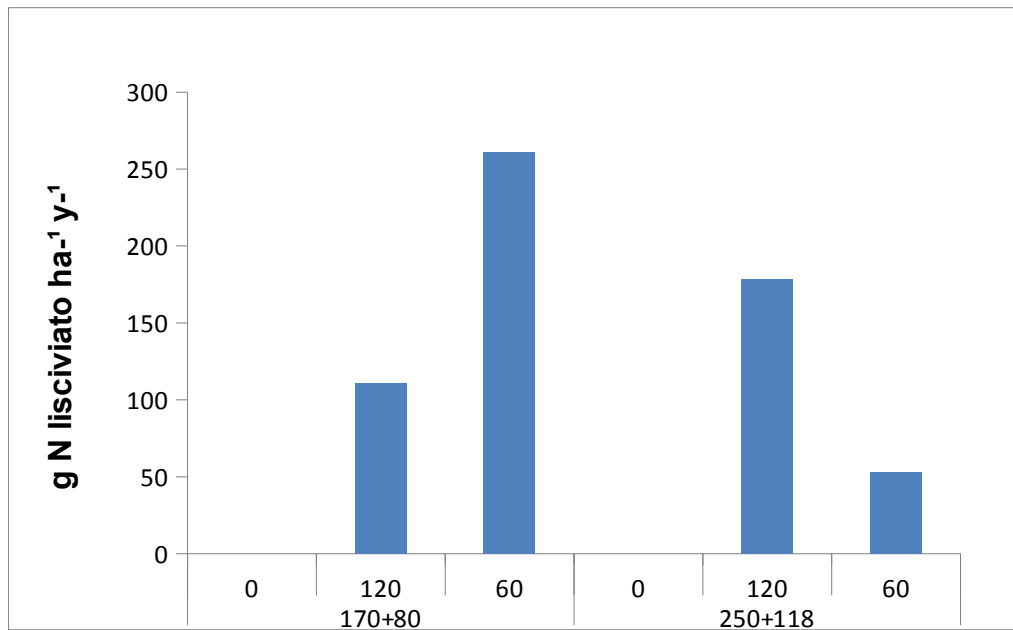


Figura 6: Grammi di azoto lisciviato

Nel complesso le perdite di azoto sono trascurabili, i motivi sono imputabili ad una ridotta percolazione nell'anno studiato. Va comunque sottolineato che le perdite sono risultate bassissime anche con falde superficiali non superando l'1-2 ‰ dell'N residuo calcolato.

Tabella4.9: Grammi di azoto lisciviato ha⁻¹ Y⁻¹

| Tesi (Kg ha ⁻¹ Y ⁻¹) | 170+80 | 170+80 | 170+80 | 250+118 | 250+118 | 250+118 |
|--|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Falda (cm) | 0 | 120 | 60 | 0 | 120 | 60 |
| 20-set-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 23-set-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 27-set-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 30-set-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 13-ott-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 21-nov-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 24-nov-11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 6-dic-11 | 0 | 0 | 3,739 | 0 | 0 | 0 |
| 22-dic-11 | 0 | 71,384 | 48,786 | 0 | 111,364 | 31,438 |
| 3-gen-12 | 0 | 71,383 | 48,786 | 0 | 111,364 | 31,438 |
| 21-feb-12 | 0 | 111,011 | 260,707 | 0 | 166,297 | 53,167 |
| 16-apr-12 | 0 | 111,011 | 260,707 | 0 | 178,39 | 53,167 |

Dalla tabella 4.9 si riscontra che nel corso dell'anno di sperimentazione l'azoto lisciviato ha assunto valori, per gran parte del periodo di monitoraggio, pari a zero. Gli unici eventi di percolazione sono stati rilevati con le piogge autunnali, che comunque hanno determinato un contenuto dilavamento del profilo . Nella periodo invernale e di inizio primavera, la modesta piovosità (Figura 2) non ha determinato perdite di rilievo.

4.5 Conclusioni

L'annata 2011 è stata caratterizzata da tassi evapotraspirativi elevati che hanno ridotto l'entità delle perdite per percolazione. Nella fase di coltivazione, gli apporti idrici artificiali hanno coperto i fabbisogni della coltura senza determinare eccessi idrici. Nella fase successiva le piovosità sono risultate modeste e concentrate principalmente a fine Autunno. Queste condizioni hanno contribuito a limitare le percolazioni anche con terreno nudo. Nel complesso, quindi, le perdite di N verso le falde sono state estremamente limitate.

Dal punto di vista applicativo è importante sottolineare che la presenza di una falda superficiale non implica necessariamente un elevato rischio di contaminazione dell'acquifero. In questo senso, quindi, l'applicazione di reflui zootecnici può essere tranquillamente effettuata anche nella bassa pianura, in presenza di falde superficiali, se le condizioni permettono un buon *uptake* da parte della coltura.

Va inoltre sottolineato che le perdite di N dipendono dal carico applicato ma sono fortemente influenzate dallo sviluppo della coltura: nel nostro caso i lisimetri che avevano ricevuto un apporto azotato di $250+118 \text{ Kg ha}^{-1}$ di N hanno perso in media il 38 % di N in meno rispetto a quelli con la concimazione inferiore.

L'incremento dell'apporto azotato va quindi valutato sulla base delle condizioni di coltivazione, considerando che, se esse sono favorevoli alla crescita della coltura, l'aumento degli apporti permette un consistente aumento degli assorbimenti senza incrementare le perdite per lisciviazione.

L'applicazione della deroga alla Direttiva Nitrati può quindi avere degli effetti positivi in termini di resa delle colture senza determinare necessariamente un incremento delle perdite di N.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 1992, *L'azoto, la pianta, l'ambiente*: atti del Convegno internazionale, Verona, 15 dicembre 1989. *I microelementi nel terreno e nella pianta*, atti del Convegno internazionale, Padova, 14 dicembre 1990, La tipografica, Venezia.

AA.VV., 1991, *Azoto, agricoltura, ambiente*, Assofertilizzanti, Milano.

Baldoni G., 1998, *Ecologia ed agricoltura*, Edagricole, Bologna.

Baldoni R., Giardini L., Armaducci M.T., 1989, *Coltivazioni erbacee*, Patron, Bologna.

Berti A., 2005, *Applicazione mirata e razionale dell'azoto in un'agricoltura sostenibile*. Sviluppo didattico, Dipartimento di agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Università di Padova.

Berti A., Borin M., 2004, Avvicendamenti colturali e fertilità del suolo alla luce della direttiva nitrati, in *Atti Agricoltura è ambiente: La gestione sostenibile della fertilità dei suoli agrari*, Veneto Agricoltura, Corte Benedettina di Legnaro (PD).

Berti A., Zanin G., 1994, Density Equivalent: a method for forecasting yield losses caused by mixed weed populations, *Weed Research*, 34:326-332.

Bertness M.D., Hay M.E., Gaines S.D. 2001, *Marine community ecology*, Sinauer, Sunderland.

Borin M., 1999, *Introduzione all'ecologia del sistema agricoltura*, Cleup, Padova.

Cooke G.W., 1975, *Fertilizing for maximum yield*, Crosby Lockwood, London.

Giardini L., Berti A., Morari F., Bissacco P., Polese R., 2004, Monitoraggio delle azioni a carattere agricolo della misura 'f' del Piano di Sviluppo Rurale del Veneto,

in *Atti Agricoltura è ambiente: La gestione sostenibile della fertilità dei suoli agrari*, Veneto Agricoltura, Corte Benedettina di Legnaro (PD).

Hay W.W., Thureen P.J., 2006, *Neonatal nutrition and metabolism*, Cambridge University, New York.

Heathwaite, A.L., Burt T.P., Trudgill S., 1993, *Nitrate: processes, patterns and control*, J. Wiley, Chichester.

Hill T.A., 1973, *Endogenous plant growth substances*, E. Arnold, London.

Laegreid M., Bockman O.C., Kaarstad O., 1999, *Agriculture, fertilizers and the environment*, CAB International, Wallingford.

Menzel M.A., Menzel J. M., Kilgo J.C., 2003, *Bats of the Savannah Site and Vicinity*, Southern research station, Asheville.

Novotny V., Olem H., 1994, *Water quality: prevention, identification, and use management of diffuse pollution*, Van Nostrand Reinhold, New York.

Pretty J. N., 1996, *Regenerating agriculture: policies and practice for sustainability and self-reliance*, Earthscan, London.

Rohde R.A., Mai W.F., Zuckerman B.M., 1971, *Morphology, anatomy, taxonomy and ecology*, Academic press, New York and London.

Stemberg K., Walum E., Jenssens D., 1990, *Understanding cell toxicology: principles and practice*, Ellis Horwood, New York.

Toop G.C., Reynolds W.D., Green R.E., 1992, *Advances in measurement of soil physical properties*, Soil Science Society of America, Madison.

Verni M. A., 2006, L'Azoto, elemento essenziale per tutte le colture agricole, in *Agricommercio*, marzo 2006, Edagricole.