



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Corso di laurea in Riassetto del territorio e tutela del paesaggio

Effetti della deroga alla Direttiva Nitrati sulle perdite
di azoto nitrico nella bassa pianura Veneta

Relatore:

Prof.re BERTI Antonio

Correlatore:

Dott.sa COCCO Elisa

Laureando

MARTINENGO Dario

Matricola n. 1012734

ANNO ACCADEMICO 2013-2014

RIASSUNTO

Le perdite di azoto da terreni coltivati sono state oggetto di diversi interventi legislativi negli ultimi anni. In seguito alla recente deroga della direttiva nitrati ottenuta dalla Regione Veneto, questa tesi ha lo scopo di valutare gli effetti che i limiti di fertilizzazione in deroga possono avere sulla lisciviazione di azoto nitrico in suoli a drenaggio libero o con falda superficiale, durante il periodo di post raccolta del mais. È risaputo che il periodo invernale, caratterizzato da abbondanti piogge, può favorire le perdite di azoto non utilizzato durante la stagione colturale. Lo studio (settembre-dicembre 2012) è stato condotto presso l'azienda agraria sperimentale dell'Università di Padova a Legnaro, utilizzando 18 lisimetri a drenaggio. Sono stati analizzati campioni di suolo a differenti profondità e acque di percolazione per determinare l'eventuale accumulo o la lisciviazione dell'azoto nitrico durante il periodo invernale. I risultati sembrano indicare che la presenza di falda superficiale combinata ai livelli di fertilizzazione previsti dalla deroga della direttiva nitrati non sia responsabile di rilevanti lisciviazioni di azoto nitrico. Al contrario la presenza della falda stimola l'elevate assunzioni di azoto nitrico da parte della coltura con ridotti stoccaggi di azoto nel terreno e basse concentrazioni di azoto nitrico nelle falde superficiali.

ABSTRACT

Nitrogen losses from agricultural fields are of great concerns for the risk of pollution of surface and deep water bodies. For nitrogen pollution, the Nitrate Directive has introduced limitations in the quantity and quality of organic fertilizers applications. Considering the recent derogation of the directive, obtained few years ago by the Veneto Region, this study aim to assess the effects of the new limits allowed by the derogation on nitric nitrogen losses in soils characterize by free drainage or shallow groundwater conditions.

It is a common knowledge that winter season could favors N losses through the percolation induced by heavy rains. This study was carried out, during post-harvest of maize, in the experimental farm of Padova University on 18 loamy-soil lysimeters. Soil and water samples were analyzed for nitric nitrogen during winter period. Results indicate that fertilization limits of the derogation combined with a shallow groundwater condition, could stimulate high nitrate uptake from maize, low nitrate accumulation in soil and then a low nitric nitrogen concentration in aquifer also in post-harvest.

INDICE

1. INTRODUZIONE	
1.1 Premessa	7
1.2 Ciclo dell'azoto	7
1.3 Azoto nel terreno	9
1.4 Fertilizzanti azotati	11
1.5 Problemi di salute causati da nitrati	12
1.6 Eutrofizzazione	13
2. LA DIRETTIVA NITRATI NELLA REGIONE VENETO	
2.1 Premessa	15
2.2 Individuazione delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola	15
2.3 Controlli da eseguire ai fini della revisione delle zone vulnerabili	17
2.4 Aspetti metodologici	17
2.5 Indicazioni e misure per i programmi d'azione	18
2.6 Deroga alla direttiva nitrati	20
2.7 Lisciviazione dell'azoto	21
3. MATERIALI E METODI	
3.1 Premessa	25
3.2 Sito sperimentale	25
3.3 Tesi a confronto	27
3.4 Analisi del terreno	29
3.5 Monitoraggio dell'acqua di percolazione	31
4. RISULTATI	
4.1 Premessa	33
4.2 Distribuzione del nitrato NO ₃ nel terreno	34
4.3 Azoto medio nei lisimetri	35
4.4 Lisciviazione dell'azoto nitrico	36
4.5 Bilancio dell'azoto.....	39
4.6 Conducibilità elettrica e pH.....	41
5. CONCLUSIONI.....	43
6. BIBLIOGRAFIA	45

1. INTRODUZIONE

1.1 Premessa

L'azoto (N) è l'elemento nutritivo più importante nella nutrizione delle piante superiori e ha dato un contributo sostanziale a triplicare la produzione alimentare nel mondo negli ultimi cinquanta anni.

L'agricoltura al giorno d'oggi è strettamente correlata all'impiego di fertilizzanti azotati. Questi, se forniti in modo eccessivo rispetto al fabbisogno (domanda) delle piante possono provocare perdite di azoto in particolare sotto forma di nitrati (NO_3) che, disciolti nelle acque di lisciviazione (Addiscott et al., 1991), vanno a contaminare le falde acquifere. Eventuali emissioni di gas sottoforma di protossido d'azoto (N_2O) contribuiscono all'effetto serra.

A causa di questi problemi, l'Unione Europea ha emanato “*La Direttiva Nitrati*”, direttiva comunitaria 91/676/CEE recepita dalla normativa italiana attraverso il d.lgs del 11 Maggio 1999.

1.2 Il ciclo dell'azoto

L'azoto è un gas inodore, incolore e insapore costituisce all'incirca il 78% dell'atmosfera nella quale è presente sotto forma molecolare (N_2).

Purtroppo questa consistente percentuale non è immediatamente disponibile per le piante perché queste non sono in grado di rompere il triplo legame covalente che lega i due atomi di azoto. Al contrario le piante superiori assimilano l'azoto sotto forma di ammoniaca o di nitrato.

La conversione da azoto molecolare (N_2) in ammoniaca (NH_4) e in nitrato (NO_3) prende il nome di *fissazione dell'azoto*.

La fissazione dell'azoto può avvenire sia attraverso processi industriali, sia attraverso processi naturali.

Processo industriale: in condizioni di alte temperature e elevate pressioni l'azoto molecolare si combina con l'idrogeno e origina all'ammoniaca (NH_4) (Processo di Haber). Questo è il punto di partenza per la creazione di numerosi composti per

l'industria e l'agricoltura, basti pensare che la fissazione industriale di azoto è di circa 50 milioni di tonnellate l'anno.

Processo naturali: si tratta di *fissazione biologica*.

La fissazione biologica dell'azoto è condotta da batteri liberi, cianobatteri e da batteri che vivono in condizione simbiotiche con le piante (Burris et al. 1976). Questi batteri contengono degli enzimi in grado di utilizzare l'azoto molecolare. Da un punto di vista agricolo la fissazione biologica è una fonte importante di azoto per il terreno, tanto è vero che i soli fertilizzanti di origine chimica non basterebbero per soddisfare le richieste delle produzioni vegetali (Schubert et Wolk, 1982).

Nel ciclo dell'azoto si possono distinguere 3 processi:

Ammonificazione: è la decomposizione dell'azoto organico, presente in proteine. Batteri decompositori e funghi degradano l'azoto amminico e liberano ammonio nel terreno;

Nitrificazione: l'ammonio liberato può essere ossidato prima in nitrito e poi in nitrato. Il nitrato è la forma che può essere facilmente utilizzata dalle piante mentre i nitriti sono tossici sia per i vegetali che per i microorganismi e animali;

Denitrificazione: il nitrato subisce riduzioni successive ($\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) fino alla liberazione in atmosfera, nuovamente, di azoto elementare. Molti batteri, nei processi di produzione di energia in assenza di ossigeno, utilizzano il nitrato come accettore finale della catena di trasporto degli elettroni nel processo di respirazione cellulare.



Figura 1 Rappresentazione del Ciclo dell'Azoto

1.3 L'azoto nel terreno

In natura l'azoto si trova comunemente sotto forma di:

- azoto molecolare (N_2);
- azoto nitrico (NO_3);
- azoto nitroso (NO_2);
- azoto ammoniacale (NH_4);
- azoto organico (NH_2);

Nei vegetali fa parte di numerosi composti fra cui le proteine, gli acidi nucleici, gli enzimi, la clorofilla tutti composti necessari per lo sviluppo della pianta. Viene assorbito durante il ciclo biologico delle piante, in quantità maggiori nei momenti di massimo accrescimento colturale.

Quando viene assorbito è in parte utilizzato nelle radici e in parte trasportato nel fusto, nelle foglie e nelle gemme.

Nel terreno lo si trova in forma organica, inorganica e minerale; la frazione organica è costituita da tutti i composti organici contenenti azoto che si trovano all'interno del terreno. In questa forma l'azoto è poco utilizzabile dalle piante ma con il tempo, attraverso il processo di mineralizzazione della sostanza organica, l'azoto organico viene trasformato in ione ammonio e successivamente in nitrato, entrambi assorbibili dalle piante.

Il nitrato è uno ione di carica negativa, si trova disciolto nella soluzione circolante nel terreno all'interno di essa si muove per flusso di massa e può raggiungere facilmente le radici delle piante e dunque essere assorbito. Dopo l'assorbimento da parte delle radici i nitrati vengono ridotti con un processo che avviene nei cloroplasti delle foglie e nelle radici che si realizza in due fasi:

- passaggio del nitrato a nitrito;
- trasformazione del nitrito in ammonio;

Il contenuto di azoto totale nei terreni agrari, costituito sia dalle forme organiche che da quelle inorganiche varia in funzione del contenuto di sostanza organica presente. L'Unione Internazionale di Scienza del Suolo classifica i terreni in base alla loro concentrazione di azoto totale come riportato in tabella (1):

Azoto totale (g/Kg)	Terreno
< 0,5	Molto povero
0,5 – 1	Povero
1 – 1.5	Mediamente fornito
1,5 – 3	Ben fornito

Tabella 1 Classificazione agronomica dei terreni e relativa concentrazione di N totale

1.4 Fertilizzanti azotati

I fertilizzanti comunemente usati in agricoltura possono essere divisi in due categorie, i fertilizzanti organici e i fertilizzanti minerali composti da azoto, fosforo e potassio.

I fertilizzanti organici contengono elementi nutritivi sia sotto forma di molecole organiche complesse originate dai reflui zootecnici o da residui vegetali che di sali generati nella fase di fermentazione in concimaia o nelle vasche di raccolta. Questo tipo di fertilizzante, grazie alla presenza di una consistente frazione organica, viene aggiunto al terreno per migliorare la struttura fisica del terreno. Ciò porta ad aumentare la ritenzione idrica del suolo durante i periodi più siccitosi e il drenaggio dell'acqua durante i periodi più umidi o piovosi. I fertilizzanti minerali azotati invece, sono sintetizzati a partire dall'azoto molecolare (N_2) attraverso il processo di Haber-Bosch.

Con la scoperta di questo processo all'inizio del XX secolo, l'uso dei fertilizzanti azotati è cresciuto in maniera molto rilevante da 14 milioni di tonnellate/anno di N utilizzati nel 1950, si è passati a 142 milioni di tonnellate/anno N utilizzati nel 2002 a livello mondiale. Ad esempio si è stimato che circa il 40% delle proteine consumate globalmente all'anno, sono originate grazie all'apporto di fertilizzanti azotati; purtroppo solo il 40% - 50% viene rimosso con il raccolto (Morari et al., 2011). L'apporto del fertilizzante ha giocato un ruolo fondamentale nei sistemi di produzione agricola, tuttavia l'eccesso di azoto nel terreno può subire facilmente riduzioni ed ossidazioni e può essere perso attraverso l'erosione del suolo, la lisciviazione del nitrato, il ruscellamento o attraverso emissioni gassose in atmosfera. Tutte queste vie di perdita hanno portato ad impatti ambientali e importanti implicazioni nella salute umana.

I principali impatti dei fertilizzanti organici se usati in maniera eccessiva rispetto alle esigenze delle colture sono:

- immobilizzazione di N inorganico da parte della popolazione microbica del suolo con elevato rapporto C/N;
- durante la decomposizione di materiale organico con basso C/N ci sarà invece un rapido rilascio di NH_4^+ e NO_3^- creando condizioni adatte alla produzione di N_2O ;
- acidificazione del terreno;

- rischi per la salute umana dovuti all'assunzione di nitrato con l'acqua;
- eutrofizzazione.

Le perdite di azoto non sono costanti in ogni territorio, dipendono fortemente dalla gestione del suolo e dalle condizioni pedoclimatiche.

La tessitura del terreno e l'intensità di pioggia sono due parametri fondamentali. Un terreno sabbioso con alti tassi di percolazione sarà più soggetto a lisciviazione del nitrato rispetto a terreni pesanti. Di contro i terreni pesanti e con alta intensità di pioggia avranno maggiori perdite di azoto per erosione e per deflusso.

1.5 Problemi di salute causati da nitrati

Le 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 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 25mg/L, di cui 160 mortali.

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. Tra un centinaio di composti N-nitrosi, più dell'80% hanno evidenziato attività cancerogena in animali da esperimento (Follet et al., 2001) , 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 delineato, quindi al giorno d'oggi la grandezza del rischio di cancro dovuto alla presenza di nitrati nelle acque non è nota. 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.

1.6 Eutrofizzazione

L'eutrofizzazione è un fenomeno di evoluzione degli 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.

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. È 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, Nord America ed Europa.

Sul processo di eutrofizzazione influiscono diverse fattori, in particolare la quantità e il rapporto tra azoto e fosforo presenti. L'azoto presenta numerosi problemi, in quanto è assai dilavabile e nella forma nitrica non viene trattenuto dal terreno. Ogni abuso o uso improprio provoca inquinamento delle falde. Inoltre presenta una variabilità stagionale di concentrazione che influisce sulla fioritura algale e sullo sviluppo della flora.

2 LA DIRETTIVA NITRATI NELLA REGIONE VENETO

2.1 Premessa

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.

La direttiva è stata recepita a livello nazionale tramite il decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152 e il decreto ministeriale 7 aprile 2006. I contenuti fondamentali della direttiva sono:

- la designazione di “Zone Vulnerabili da Nitrati” di origine agricola (ZVN)”, nelle quali lo spargimento dei reflui, fino un limite massimo annuo di è consentito fino ad un limite di 170 kg di azoto per ettaro all'anno;
- 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

In applicazione a quanto stabilito dalla direttiva ciascuna regione italiana nel suo territorio ha delimitato le zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola (fig.2) e ha redatto i Programmi di azione obbligatori.

Si considerano zone vulnerabili da nitrati le zone nelle quali i corpi idrici presentano una delle seguenti situazioni:

- 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.

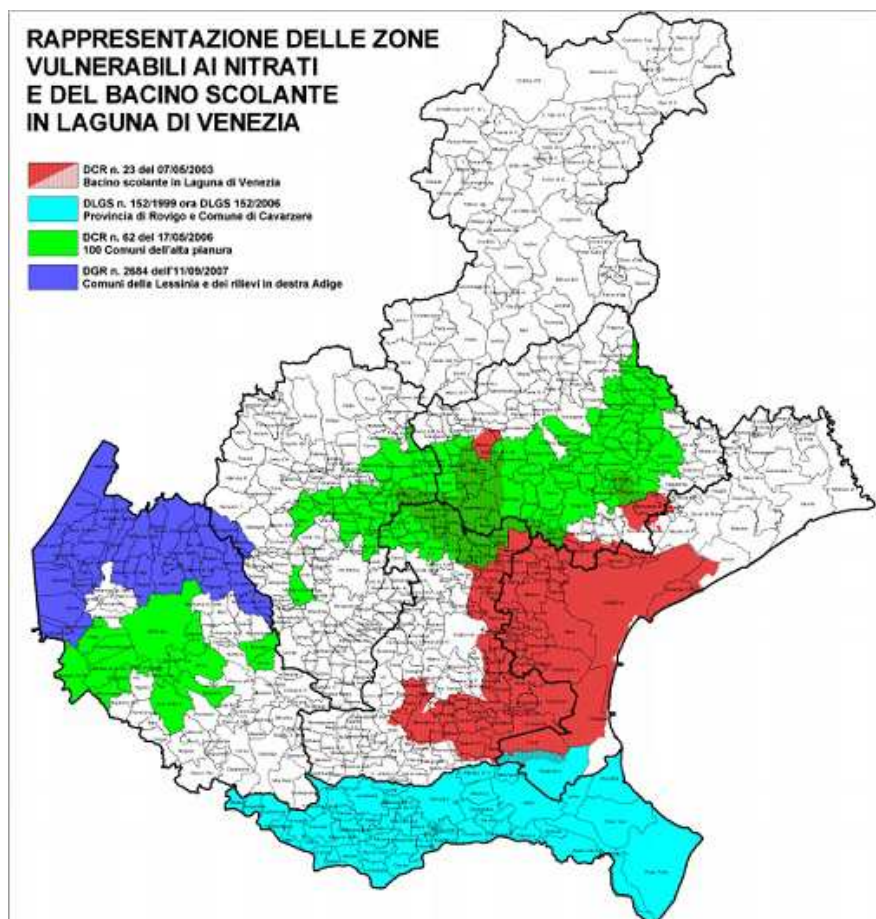


Figura 2 Cartografia Regione Veneto delle ZVN

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:

- 1) Nelle stazioni di campionamento previste per la classificazione dei corpi idrici sotterranei e superficiali individuate secondo quanto previsto dall'allegato 1 al decreto;
- 2) 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;
- 3) 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 NO_3^-) 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:

- 1) Dalla vulnerabilità intrinseca delle formazioni acquifere ai fluidi inquinanti (caratteristiche lito-strutturali, idrogeologiche e idrodinamiche del sottosuolo e degli acquiferi);

2) 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);

3) Dalle condizioni climatiche e idrologiche;

4) 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 CNRGNDICI (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-GNDICI.

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 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 azotati provenienti da effluenti di allevamento;

- all'aggiunta di composti azotati 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 D. lgs. 3 aprile 2006 n°152 del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali 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.

2.6 Deroga alla direttiva nitrati

Con decisione n. 2011/721/UE la commissione europea ha approvato per alcune regioni italiane, tra cui il Veneto la deroga della direttiva nitrati per le zone vulnerabili. Questa consente di incrementare l'utilizzo di azoto in quantità superiore a quanto originariamente previsto dalla normativa comunitaria (170 kg N/ha anno), fino ad una soglia massima di 250 kg/ha. Questa consente alle aziende agricole delle 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/inverno 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.

2.7 Lisciviazione dell'azoto

Zone caratterizzate da falda superficiale sono state da sempre penalizzate dalle classificazioni territoriali in quanto ritenute estremamente vulnerabili alla contaminazione da nitrato. Tuttavia differenti autori hanno osservato basse concentrazioni di nitrato e scarse perdite di azoto in suoli agricoli con falda superficiale (Gilliam et al., 1999, Morari et al., 2012). La presenza di falde superficiali regola l'umidità del terreno e può dunque influenzare il ciclo dell'azoto in termini di asportazione della forma nitrica ad opera della coltura e delle eventuali reazioni a carico dell'azoto (es. denitrificazione). Falde superficiali favoriscono l'attività di denitrificazione ad opera di microorganismi anaerobi (Gambrell et al., 1975). Il drenaggio idrico al contrario potrebbe stimolare l'allontanamento di nitrati. In sistemi di drenaggio sotto superficiale l'azoto potrebbe avere una bassa interazione con il sistema pianta-suolo. Il nitrato applicato con la fertilizzazione può muoversi con i movimenti dell'acqua nei macropori. Al contrario, in presenza di falda stabile può essere più facilmente assunto dalla coltura.

Il livello di fertilizzazione è uno dei fattori che più influenza la lisciviazione dell'azoto. Randall et al., (1990) hanno dimostrato la relazione tra la dose di fertilizzazione azotata e la lisciviazione dell'azoto. Anche il clima può influenzare i processi di lisciviazione. In climi caldi la maggior lisciviazione di azoto avviene durante l'inverno (Goss et al., 1985) quando si verifica la mineralizzazione dell'azoto organico, seguito dalla nitrificazione dell' N-NH_4 . In climi più freddi, è invece possibili che l'azoto in input richieda uno o più anni per liscivare.

Alla luce di quanto detto sopra vi è la necessità di verificare dunque se in un territorio come il Veneto caratterizzato da ampie aree con falda superficiale, l'incremento della dose fertilizzante (previsto dalla deroga della direttiva nitrati) può essere possibile.

Le fonti di incertezza maggiori legati all'aumento della dose di fertilizzazione sono:

- la capacità della coltura di assorbire azoto durante il ciclo stagionale;
- la possibilità di mineralizzazione del fertilizzante organico nel periodo di post-raccolta;
- l'influenza della falda nella movimentazione/assimilazione dell'azoto;
- le eventuali reazioni a carico della falda (es. processi di denitrificazione).

OBIETTIVI

L'elaborato si concentrerà sulla quantificazione delle percolazioni di azoto relative al periodo post-raccolta di una monosuccessione di mais. Verranno considerate le diverse variabili che possono influenzare le percolazioni tra cui la differente gestione idrica, la presenza di falde superficiali e il diverso grado di fertilizzazione. In particolar modo si vuole valutare se i limiti proposti dalla recente deroga della direttiva nitrati possono garantire un incremento delle produzioni senza tuttavia essere causa di inquinamenti diffusi soprattutto nel periodo autunno-invernale di post-raccolta.

3. MATERIALI & METODI

3.1.Premessa

In questo studio, svoltosi nell'azienda sperimentale agraria "*Lucio Toniolo*" dell'Università di Padova, è stato coltivato del mais (*Zea mays* L.) in vari lisimetri concimati in tre maniere diverse rispettando la direttiva nitrati e con differenti simulazioni di falda. Utilizzando i lisimetri si è raccolta l'acqua di percolazione e si è misurata la quantità di azoto (N) percolato. Inoltre per ciascun lisimetro è stato campionato del terreno a profondità stabilite, analizzando i nitrati, studiando quindi la distribuzione di questi lungo il profilo del terreno.

3.2 Il sito sperimentale

La prova si è svolta, nell'anno 2012, presso l'azienda sperimentale agraria "Lucio Toniolo" dell'Università degli Studi di Padova situata nel comune di Legnaro, zona classificata vulnerabile dalla Direttiva Nitrati.

L'impianto è composto da venti lisimetri interrati (fig. 3), di cui 18 utilizzati per la prova, con area di 1 m² e profondità di 1,5 m. I lisimetri contengono un terreno franco-limoso (35% sabbia, 48% limo and 17% argilla) classificato come Fluvi-Calcaric Cambisol (CMcf) in accordo con la classificazione FAO-UNESCO. Il suolo ha reazione sub-alcalina (pH 8.1) e un contenuto medio di carbonio organico (0.9%) (tab.2). In ogni lisimetro, il profilo è omogeneo fino alla profondità di 130 cm, mentre gli ultimi 20 cm sono riempiti da ghiaia calibrata con funzione drenante. L'allontanamento dell'acqua percolata e il suo successivo campionamento vengono favoriti da una leggera inclinazione del fondo e da una rete di condutture sotterranee.

Proprietà chimiche del suolo	Profondità 0-130 cm
Sabbia (%)	35
Limo (%)	48
Argilla (%)	17
pH	8.1
Azoto Totale (%)	10
Carbonio Organico (%)	0.9
Sotanza Organica (%)	1.5
C/N	7.4
Carbonati totali (%)	20.1
Carbonati solubili (%)	4.1
Salinità (mS cm ⁻¹)	0.28
P disponibile (mg kg ⁻¹)	9
K disponibile (mg kg ⁻¹)	128

Tabella 2 Caratteristiche fisico-chimiche del terreno



Figura 3 Sistema a lisimetri

La particolarità di questo sito, è quella di poter essere protetto da un capannone scorrevole elettrico (fig. 4), che si attiva tramite fotocellule ogni qualvolta cominci un evento atmosferico di precipitazione; in questo modo l'apporto idrico è tenuto sotto controllo.



Figura 3 Copertura scorrevole della prova

3.3 Tesi a confronto

La coltura utilizzata è il mais (*Zea mays* L.), coltivato in monosuccessione. I fattori allo studio sono il tipo di fertilizzazione e il livello di falda, combinati secondo un disegno fattoriale con due ripetizioni a distribuzione completamente randomizzata. Il mais è stato fertilizzato con criteri ispirati alla Direttiva Nitrati e alla recente deroga per le zone vulnerabili.

I livelli previsti sono stati i seguenti:

- 1) $170 \text{ kg N}_{\text{organico}} \text{ ha}^{-1} + 80 \text{ kg di N}_{\text{da urea}} \text{ ha}^{-1}$ (sigla “170+80”);
- 2) $170 \text{ kg N}_{\text{organico}} \text{ ha}^{-1} + 195 \text{ kg N}_{\text{da urea}} \text{ ha}^{-1}$ (sigla “170+195”);
- 3) $250 \text{ kg N}_{\text{organico}} \text{ ha}^{-1} + 118 \text{ kg N}_{\text{da urea}} \text{ ha}^{-1}$ (sigla “250+118”).

Nel caso 1), la dose di concime minerale di 60 kg N ha^{-1} , stabilita dal Piano d’Azione delle Regione, è stata innalzata a 80 kg N ha^{-1} per poter confrontare i risultati con la serie storica di dati derivante da prove sperimentali eseguite negli anni precedenti nello stesso sito sperimentale.

L'apporto di N organico è avvenuto utilizzando una miscela di letame bovino ed equino, che garantisce un controllo degli input di carbonio organico e degli elementi della fertilità, con le seguenti caratteristiche: 52% OC, 2.8% di N, 3% di P₂O₅, 2% di K₂O, C/N =13). Il fertilizzante organico è stato incorporato alla semina nei primi 25 cm di profilo, mediante vangatura manuale. L'urea è stata distribuita per un 40% alla semina e per la restante parte in copertura, superficialmente, in due dosi.

Per ciascuna fertilizzazione sono poi stati impostati tre differenti livelli di falda:

- a) suolo a *drenaggio libero* (sigla "FD") – assenza di falda;
- b) suolo con *falda ipodermica a 120 cm* di profondità dal piano campagna (sigla "WT120");
- c) suolo con *falda ipodermica a 60 cm* di profondità dal piano campagna (sigla "WT60").

I trattamenti considerati sono dunque nove, replicati due volte come indicato in tabella 3.

Trattamenti	Nrefluo (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	Nurea (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	Ntotale (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	drenaggio	repliche n°
170+80 FD	170	80	250	drenaggio libero	2
170+80 WT120	170	80	250	falda a 120 cm	2
170+80 WT60	170	80	250	falda a 60 cm	2
170+195 FD	170	195	365	drenaggio libero	2
170+195 WT120	170	195	365	falda a 120 cm	2
170+195 WT60	170	195	365	falda a 60 cm	2
250+118 FD	250	118	368	drenaggio libero	2
250+118 WT120	250	118	368	falda a 120 cm	2
250+118 WT60	250	118	368	falda a 60 cm	2

Tabella 3 Trattamenti

La densità di semina è stata pari a 8 piante/m², disposte su due file interdistanti 70 cm, con una distanza lungo la fila di 20 cm. La raccolta è avvenuta a maturazione commerciale con taglio al colletto e rimozione dei residui. La semina è avvenuta i

primo giorni di maggio utilizzando una classe FAO 600. La raccolta è avvenuta ad inizio settembre.

L'apporto idrico è avvenuto solamente per irrigazione e risalita capillare, nelle tesi con falda, controllando in automatico l'apertura/chiusura del capannone. La regolazione del livello di falda è stata condotta giornalmente durante l'estate e ogni tre giorni nelle altre stagioni. Da protocollo, la fluttuazione massima consentita del livello è stata di ± 10 cm.

3.4 Analisi del terreno

Il campionamento del terreno (20/10/2011) si è basato sulla raccolta di materiale a sei profondità diverse: 0-5, 5-30, 30-55, 55-75, 75-95 e 95-120 cm, analizzato per determinare il contenuto di nitrati (N-NO_3^-).

La procedura per la determinazione del nitrato prevede l'utilizzo di una soluzione di solfato di potassio (K_2SO_4).

Sono stati pesati 20 g di terreno fresco su una bilancia di precisione e posti in un becher di vetro da 75 ml.

In ogni singolo campione è stata aggiunta una soluzione di K_2SO_4 (2,178 g per 25 ml di acqua deionizzata).

Il terreno in soluzione è stato fatto miscelare su un agitatore rotante a 80 giri/minuto per 1h per permettere l'estrazione dell'azoto nitrico.

È stata effettuata poi la filtrazione con carta da filtro per ottenere il preparato privo di impurità e di elementi di disturbo da destinare all'analisi.

I campioni così preparati possono essere immediatamente analizzati o in caso contrario conservati in frigorifero a temperatura di 4°C al massimo per tre giorni, se viene superato tale periodo per evitare perdite di azoto minerale i campioni vengono posti in congelatore a -20°C e poi scongelati a temperatura ambiente e sottoposti ad analisi entro 4h.



Figura 4 Spettrofotometro

A 0,2 ml di filtrato vengono aggiunti 0,8 ml di soluzione di acido salicilico al 5% in acido solforico, e dopo agitazione, 19 ml di NaOH. Dopo raffreddamento del campione viene eseguita una lettura con spettrofotometro UV-visibile a 410 nm (Cataldo *et al.*, 1975) (fig. 5).

Si tratta di una determinazione dell'intensità di colore che si è sviluppato nella provetta.

La curva di taratura si prepara, prelevando dalla soluzione madre di KNO_3 (a 1000 mg l^{-1} di N-NO_3^-) 0,25 ml, 0,5 ml, 0,75 ml, 1,00 ml. Questi vengono portati in matracci tarati da 100 ml per ottenere soluzioni a titolo noto rispettivamente di 2,5, 5,0, 7,5 e $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$.

Data l'assorbanza dei campioni a concentrazione nota di azoto nitrico si determina una funzione lineare utilizzata per determinare le concentrazioni nell'estratto. In

funzione poi del rapporto di diluizione acqua/terreno è possibile ottenere le concentrazioni di nitrato in g N-NO₃⁻ su kg di terreno.

Per finire serve poi correggere la concentrazione del nitrato nel terreno per l'umidità del terreno stesso, in modo da esprimere la concentrazione finale come g di nitrato su kg di terreno secco (a 105°C).

Per determinare l'umidità del campione di terreno è stata pesata con una bilancia a quattro decimali una precisa quantità di terreno, posta in stufa a 105°C fino al raggiungimento di un peso costante, per poter ricavare la quantità di sostanza secca (s.s.) presente in ogni campione.

3.5 Monitoraggio dell'acqua di percolazione

Il lisimetro permette di determinare la quantità di acque di percolazione. I volumi d'acqua percolati vengono annotati e l'acqua viene successivamente analizzata per determinare le forme solubili dell'azoto : azoto nitrico (N-NO₃⁻), azoto nitroso (N-NO₂⁻) e azoto ammoniacale (N-NH₄⁺) tramite cromatografia ionica. Viene inoltre determinato l'azoto con metodo Kjeldahl.

In conclusione è stato misurato il pH e la conducibilità elettrica (EC) dell'acqua di percolazione.

4. RISULTATI

4.1 Premessa

Per ogni campione di terreno prelevato a profondità stabilite, in ciascun lisimetro, sono state determinate le concentrazioni di azoto nitrico (N-NO₃) espresse in (mg/l). Le tesi, come detto in precedenza, sono state replicate due volte per tanto i grafici rappresentano la media dei risultati ottenuti tra i lisimetri con ugual concimazione e ugual altezza di falda. Successivamente è stato calcolato il contenuto complessivo di azoto nitrico (espresso in kg N-NO₃/ha) presente nell'intero lisimetro. Valutazioni della concentrazione (mg/l N-NO₃) e carico (kg/ha N-NO₃/ha) di azoto nitrico nelle acque di percolazione durante l'inverno 2012-2013 rendono possibile una stima della mobilità dello ione nitrico nel periodo di post raccolta.

4.2 Distribuzione del nitrato NO₃ nel terreno

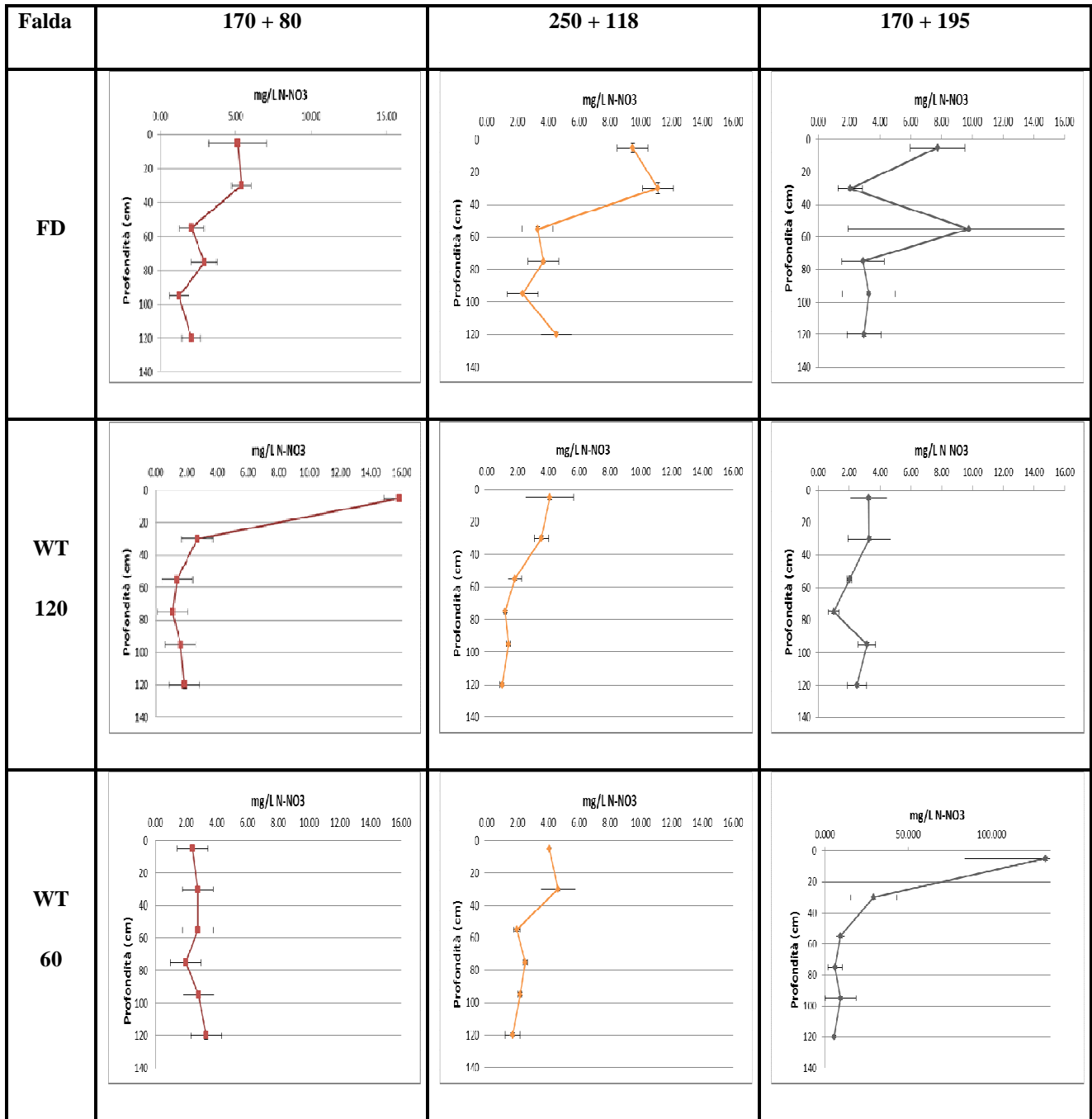


Tabella 4 Distribuzione del nitrato NO₃ nel terreno

I grafici (tab.4) rappresentano la distribuzione dell'azoto nitrico lungo il profilo del terreno. Si nota un prevalente arricchimento di N-NO₃ negli strati superficiali (in genere 0-30 cm), mentre scendendo in profondità la concentrazione di N-NO₃ diminuisce causa lisciviazione.

Nelle tesi in cui la falda è assente, la concentrazione di N-NO₃ è maggiore rispetto a quelle con falda a 60 cm e a 120 cm. Le concimazioni previste dalla deroga presentano concentrazioni maggiori rispetto alla tesi 170+80.

4.3 Azoto medio nei lisimetri

Nel seguente grafico (graf. 1) viene riportato il quantitativo totale di azoto nitrico presente nei lisimetri espresso in kg N-NO₃/ha:

In alcuni casi la variabilità tra le repliche è alta, in particolare in drenaggio libero. In presenza di falda i valori delle repliche tendono ad essere maggiormente omogenei.

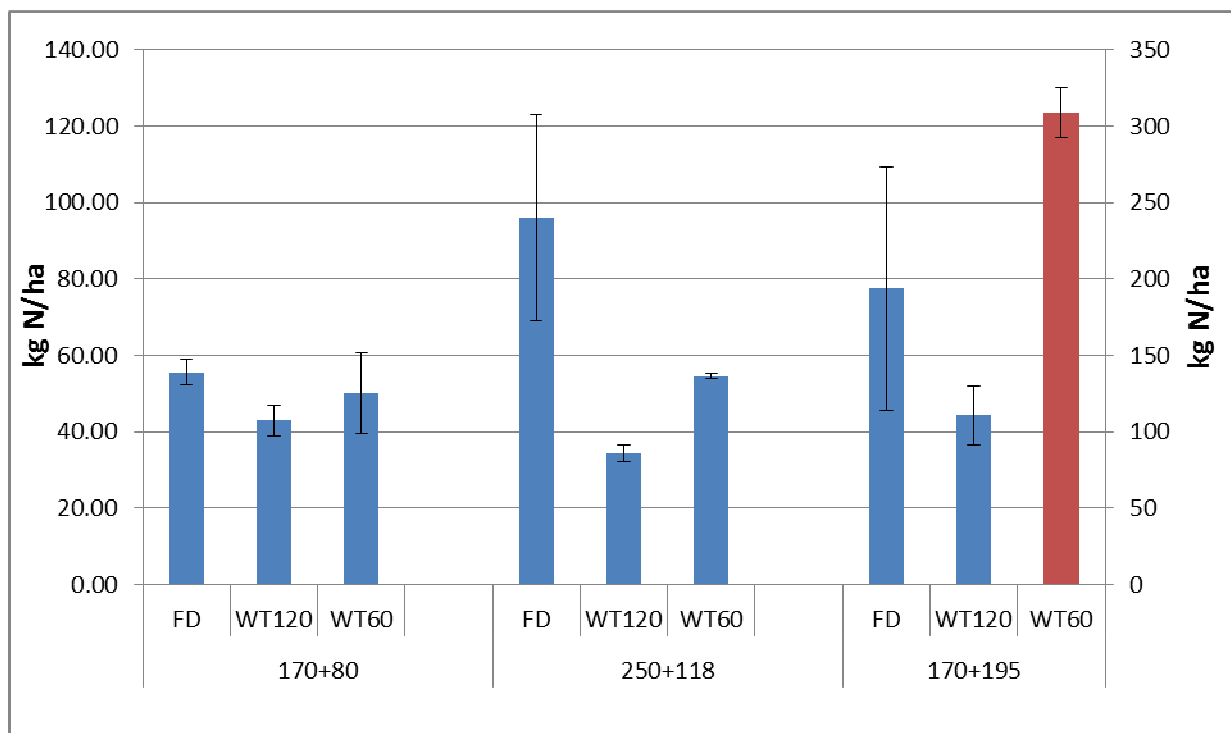


Grafico 1 Azoto medio nei lisimetri

Come si può notare, le quantità residue in presenza di falda sono generalmente più modeste, in relazione al maggior sviluppo della coltura e, quindi, del maggior assorbimento azotato. Anche nel caso delle fertilizzazioni concesse dalla deroga (250+118 e 170+195) le quantità di N residuo non presentano variazioni rilevanti in presenza di falda. Nel caso della tesi FD, invece, l'incremento della fertilizzazione determina un considerevole aumento della quota residua nel suolo a fine ciclo (+73% per 250+118 e +39% per 170+195). Fa eccezione la tesi 170+195 WT60 che, come detto in precedenza, apparteneva negli anni precedenti ad un piano sperimentale differente, fortemente concimato, e che ad oggi conserva ancora dell'azoto residuo di tale sperimentazione. In deroga è piuttosto evidente la differenza nel contenuto di azoto tra FD e WT120.

4.4Lisciviazione dell'azoto nitrico

Il grafico 2 rappresenta il volume dell'acqua di percolazione durante il periodo di post raccolta (settembre 2012-marzo 2013). In drenaggio libero (FD) l'acqua di percolazione non supera i 12 mm. Con falda l'acqua di percolazione sale oltre i 100 mm nell'intero periodo. L'acqua di irrigazione somministrata durante il periodo è stata pari a 330 mm. I lisimetri con drenaggio libero hanno concluso la stagione colturale in forte stress idrico e anche a fronte di un irrigazione abbondante le percolazioni sono state comunque scarse, in quanto l'acqua fornita ha reintegrato quella persa dal terreno durante la stagione produttiva.

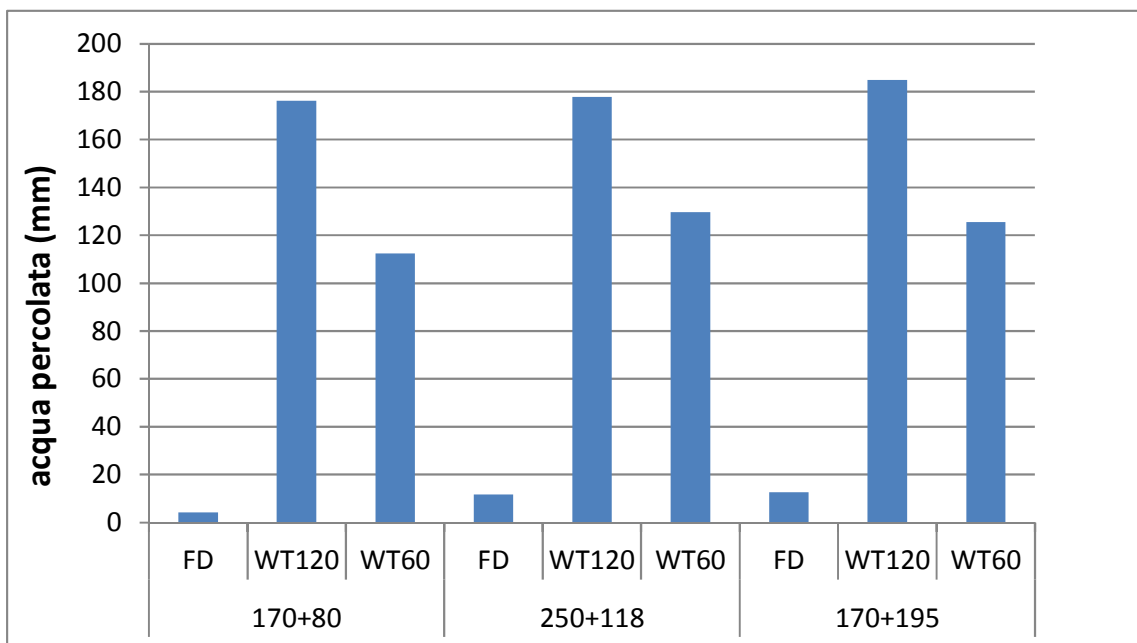


Grafico 2 Acqua di percolazione (mm)

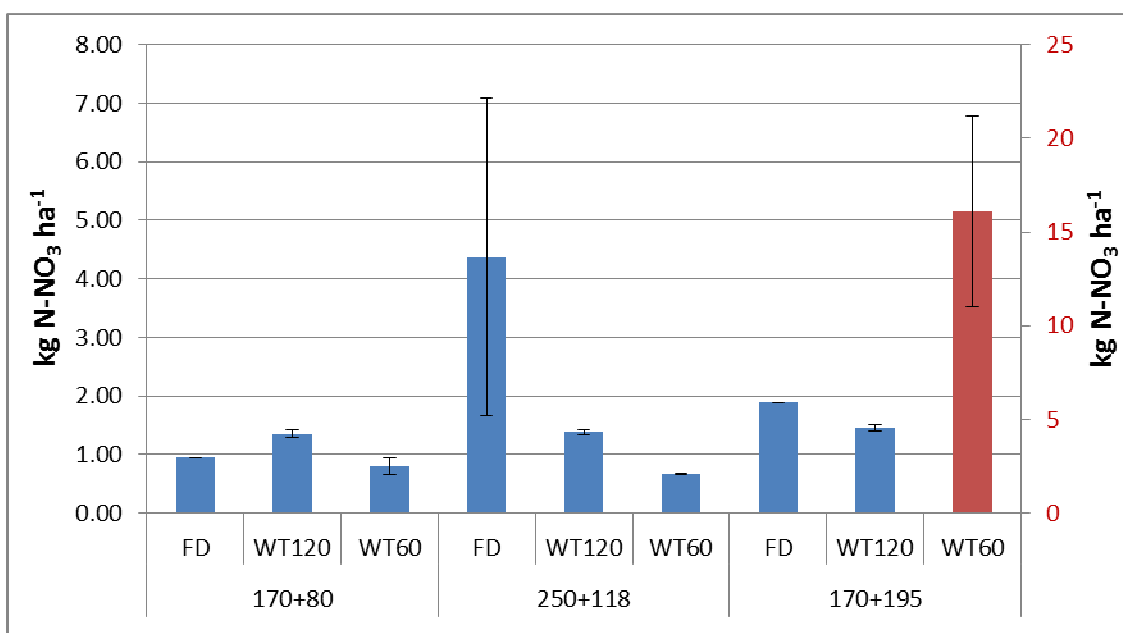


Grafico 3 Kg/ha di N-NO₃ liscivato

Nel corso del periodo di sperimentazione le perdite sono solo parzialmente influenzate dal carico di azoto distribuito mentre risentono fortemente dello sviluppo della coltura (graf. 3). L'azoto nitrico liscivato ha assunto valori in genere compresi tra 0,5 e 2 kg per le tre diverse concimazioni.

In presenza di falda le quantità di azoto nitrico percolato sono generalmente ridotte e tendenzialmente inferiori nelle falda più superficiale (WT60). L'adozione delle fertilizzazioni permesse dalla deroga determina invece un incremento delle perdite in FD, in particolare nella tesi con maggior apporto organico (250+118) con quasi 4,5 kg di N-NO₃ lisciviato.

Come per l'N residuo, la tesi 170+195 WT60 presenta un comportamento diverso dalle altre tesi, in relazione alla maggiore quantità di N nel terreno, derivante dalle concimazioni degli anni precedenti.

Confrontando il grafico 2 con il grafico 3 si nota come le lisciviazioni di azoto siano maggiori in DR a fronte tuttavia di scarsi volumi di acqua di percolazione. Questo perché le acque di percolazione, seppur scarse, contenevano alte concentrazioni di N-NO₃ (50-300 mg/l).

Al contrario in falda le concentrazioni di N-NO₃ raramente hanno superato i 5 mg/l.

L'azoto percolato è correlato positivamente con l'azoto presente nel terreno (graf. 4): dunque all'aumentare di quello contenuto nel terreno aumenta anche quello percolato. I valori più elevati di N-NO₃ sono stati riscontrati nelle tesi FD, così come le percolazioni. In questi lisimetri l'irrigazione è stata insufficiente a garantire azoto circolante nella soluzione del terreno, le piante dunque non sono state in grado di sfruttarlo e quest'ultimo si è accumulato nel terreno.

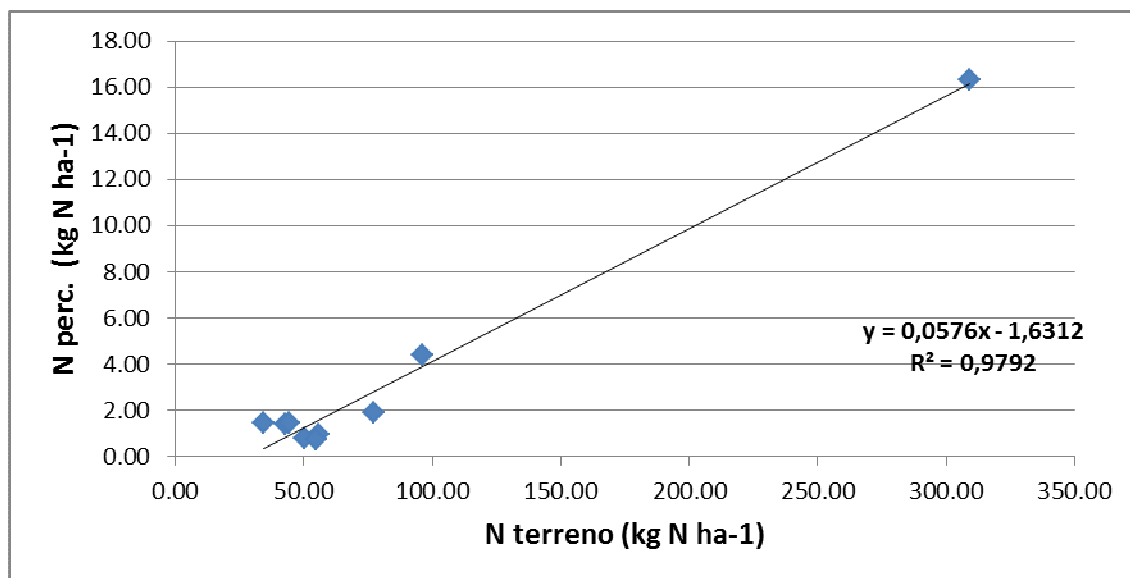


Grafico 4 Relazione tra N percolato e contenuto di N del terreno

4.5 Bilancio dell'Azoto

In tabella 5 sono indicati i quantitativi di azoto in *input* ed *output* nei lisimetri. L'input è la somma dell'azoto applicato con la fertilizzazione, l'output invece considera le perdite dovute a lisciviazione o ad asportazione di azoto ad opera della coltura.

Year 2012	Ninput				Noutput		Nresidual	Nefficiency	
	Water table	Manure	Urea	Nirrig	Nuptake	Nleached			
abbreviation		kg N ha-1	kg N ha-1	kg N ha-1		kg N ha-1	kg N ha-1	(%)	
170+80	FD	170	80	7,9	0,0	302,5	0,0	-44,6	117,3
170+80	WT120	170	80	7,9	8,4	272,3	0,0	-6,0	102,3
170+80	WT60	170	80	7,9	9,7	250,0	0,0	17,5	93,5
				7,9					
250+118	FD	250	118	7,9	0,0	361,5	0,0	14,3	96,2
250+118	WT120	250	118	7,9	10,8	403,5	0,1	-16,9	104,4
250+118	WT60	250	118	7,9	9,9	393,4	0,0	-7,6	102,0
				7,9					
170+195	FD	170	195	7,9	0,0	330,3	0,0	42,6	88,6
170+195	WT120	170	195	7,9	9,8	386,8	0,0	-4,0	101,1
170+195	WT60	170	195	7,9	11,7	945,2	0,2	-560,6	245,8

Tabella 5 Bilancio dell'azoto anno 2012

Gli assorbimenti di azoto da parte del mais risultano elevati e costanti per la tesi a 250+118 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ e 170+195 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ con falda a WT120. Gli assorbimenti minimi di azoto sono stati osservati nella tesi concimate con 170+80 (Kg ha⁻¹ anno⁻¹) soprattutto con falda WT60. Si ipotizza che in questa situazione, le radici del mais trovando la falda superficiale e la conseguente diminuzione

dell'ossigeno siano andate in contro ad anossia e non siano state più in grado di compiere in modo completo il proprio sviluppo. L'assorbimento più basso si è verificato in drenaggio libero con un valore minimo di stato di 250 kg ha⁻¹ anno⁻¹.

Da considerare separatamente invece è la situazione della tesi concimata con 170+195 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ WT60 con valori di N assorbito pari a 945 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ a causa del terreno ricco in azoto.

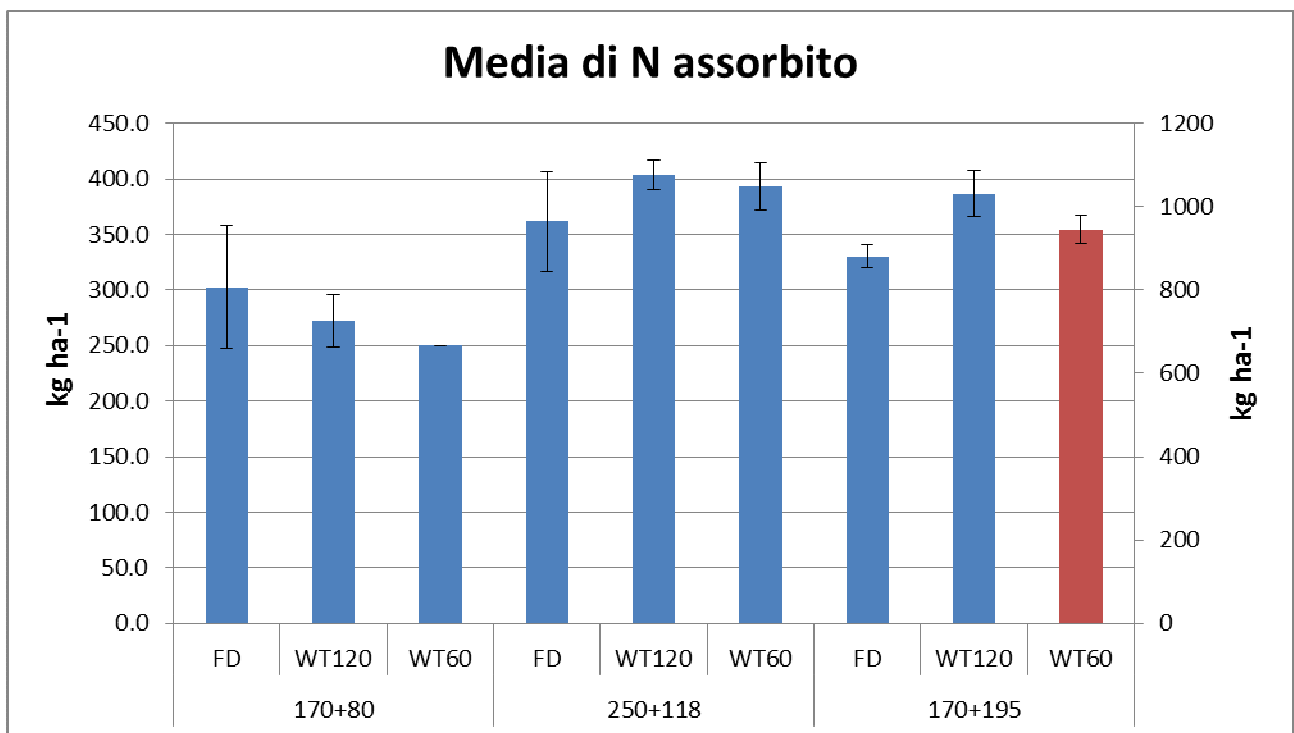


Grafico 5 Media di N assorbito dal mais

4.6 Conducibilità elettrica e pH

È stata misurata la conducibilità elettrica (EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$) come indice della quantità di sali sono disciolti nell'acqua (graf. 6).

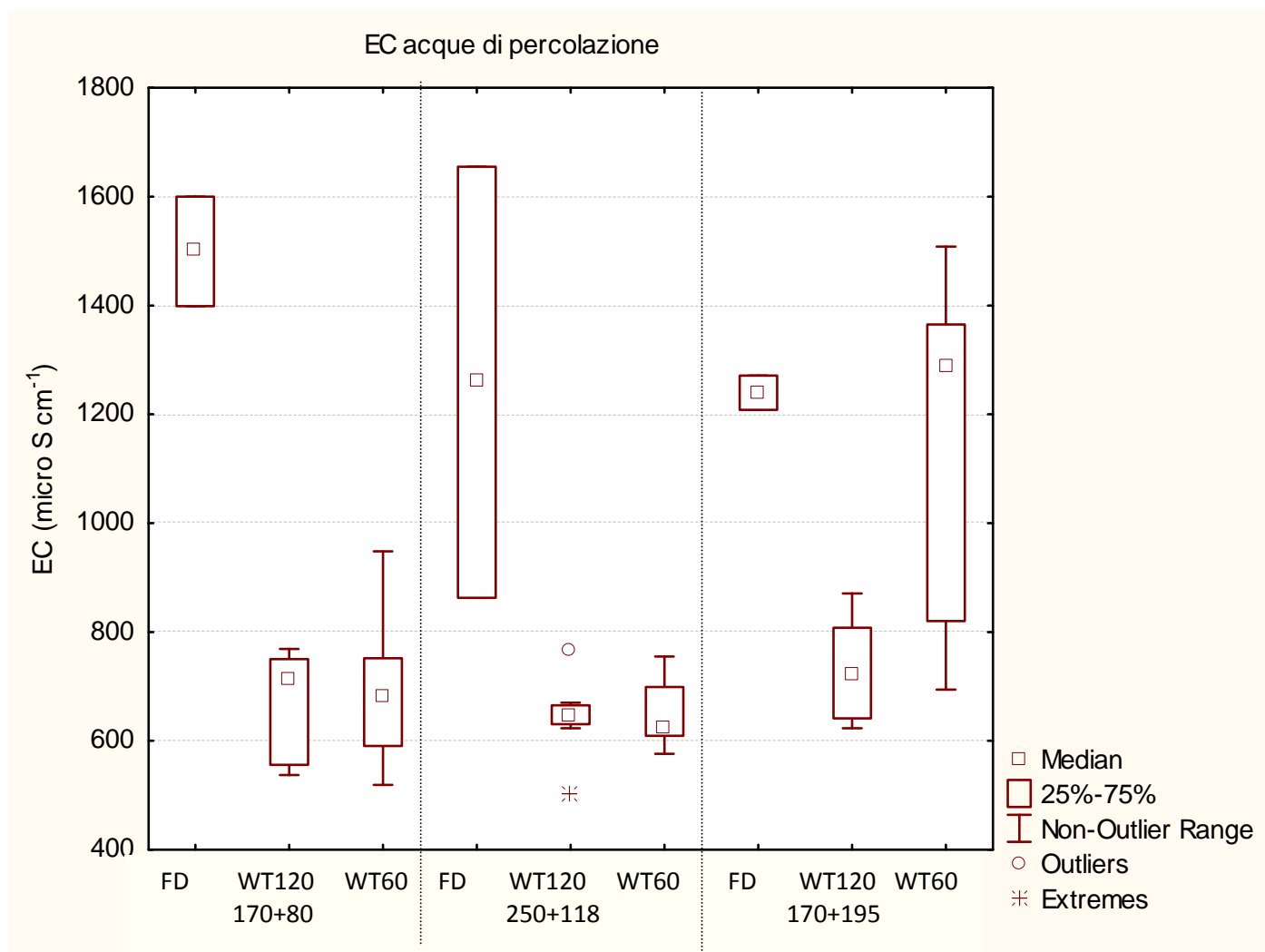


Grafico 6 Box plot EC acqua di percolazione

I valori di EC più elevati sono quelli misurati nelle acque di percolazione dei lisimetri a drenaggi libero (FD). Questo conferma le concentrazioni elevate di N-NO_3 trovate in precedenza. Fa eccezione solo la tesi 170+195 WT60 che presenta valori elevati di ioni disciolti a causa di trattamenti precedenti il periodo in esame.

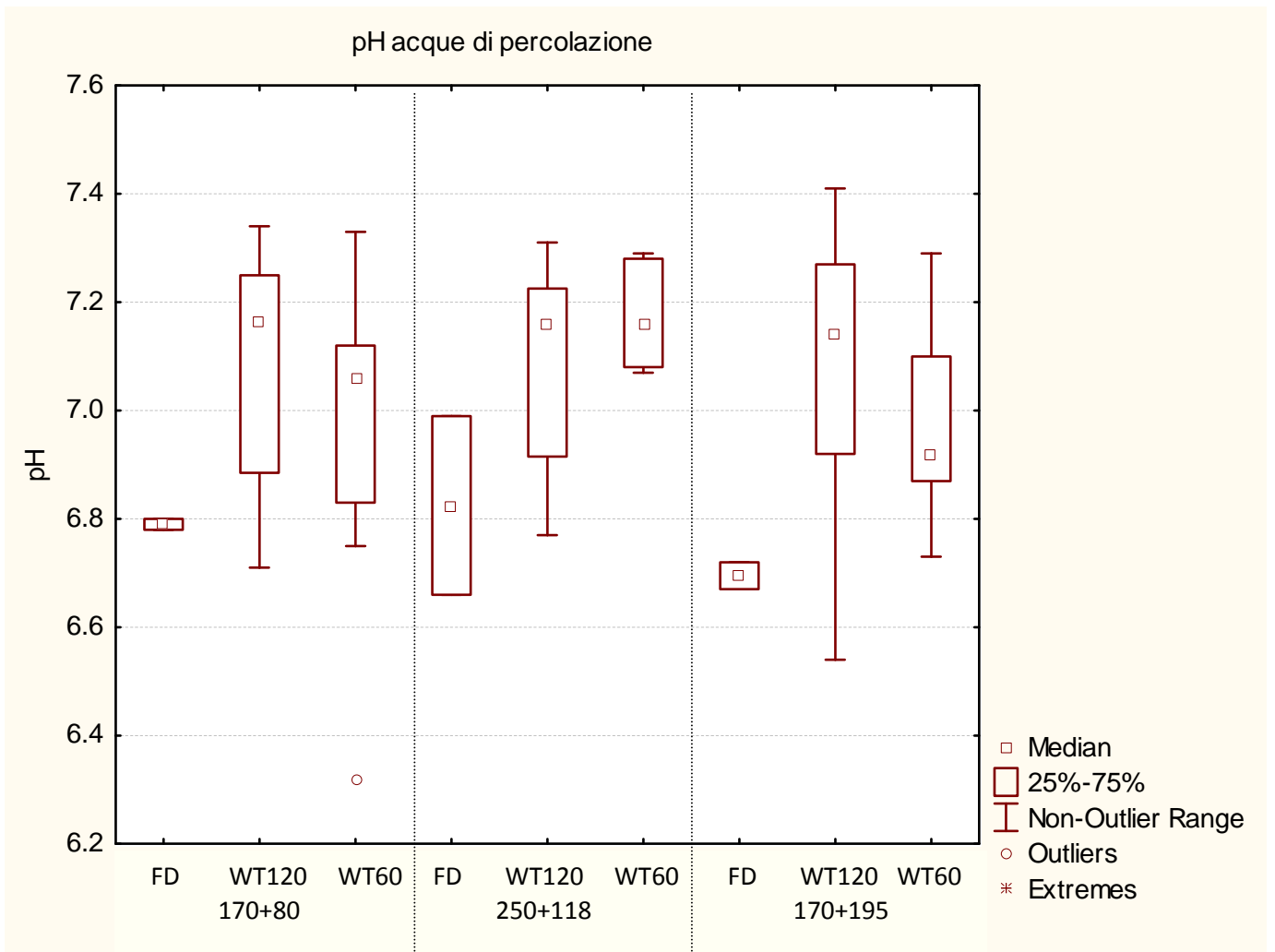


Grafico 7 Box plot pH acque di percolazione

5. CONCLUSIONI

La lisciviazione dell'azoto nitrico nel terreno è controllata dai movimenti dell'acqua nel suolo e quindi dipende in larga misura anche dal tipo e dalla quantità dell'apporto irriguo.

Le irrigazioni, soprattutto se abbondanti, possono causare eventi di percolazione e conseguente lisciviazione dell'azoto presente nel terreno in forma nitrica, che può raggiungere gli strati più profondi di suolo e in seguito le falde.

Durante il periodo di post-raccolta sono stati distribuiti 330 mm di acqua di irrigazione. I lisimetri a drenaggio libero (FD) hanno avuto percolazioni molto scarse, non superiori a 10 mm. L'irrigazione in questo caso ha reintegrato le riserve idriche del terreno fortemente depauperate durante il ciclo colturale. Invece nei lisimetri con falda si notano discrete percolazioni, superiori ai 100 mm. Nonostante le percolazioni abbondanti, le tesi con falda presentavano concentrazioni di N-NO₃ non superiori a 5 mg/L e, nel complesso, l'azoto nitrico lisciviato è stato superiore in drenaggio libero che in presenza di falda. Probabilmente le condizioni di anaerobiosi hanno stimolato un'attività batterica denitrificante con abbattimento delle concentrazioni di N-NO₃ in falda.

L'aumento di concimazione stabilito dalla deroga della direttiva nitrati (250+118 e 170+195), ha portato ad un leggero incremento delle lisciviazioni soprattutto in drenaggio libero (4,4 e 1,9 Kg/ha di NO₃ in 250+118 e 170+195) rispetto alla tesi non in deroga (170+80) dove le lisciviazioni sono state di 0,95 Kg/ha di N-NO₃.

In condizioni di falda superficiale (WT120 e WT60) le tesi in deroga hanno avuto lisciviazioni inferiori al drenaggio libero e in generale simili a quelle della concimazione non in deroga (valori tra 0,5 e 2 Kg/ha).

La falda superficiale non sembra quindi essere molto vulnerabile alla contaminazione da azoto nitrico, soprattutto se la coltura è in grado di sfruttare la falda superficiale incrementando il suo sviluppo e, di conseguenza, l'assorbimento di N. Dai dati

ottenuti la presenza di una falda superficiale appare in grado di contenere l'inquinamento da nitrati rispetto ad una condizione di falda assente. L'incremento del carico di azoto deve comunque essere valutato anche sulle base del tipo di coltura e delle sue condizioni di sviluppo, se esse sono favorevoli quasi tutto l'azoto sarà assorbito e si limiteranno le perdite per percolazione.

La possibilità che in falda si verifichi un processo di denitrificazione sembra essere di estremo interesse soprattutto per il territorio Veneto che è contraddistinto da ampie aree coltivate in terreno con falda superficiale. In queste condizioni, quindi, le perdite di N verso i corpi idrici profondi sono ridotte e ciò limita la vulnerabilità intrinseca di queste aree rispetto a quanto previsto dalla zonazione attualmente adottata. Lo studio delle lisciviazioni va comunque integrato con un'analisi delle emissioni gassose prodotte dal processo. Infatti uno step intermedio del processo di denitrificazione è responsabile della produzione di N_2O , un potente gas serra. Una completa valutazione ambientale deve considerare quindi sia il rischio di lisciviazione verso le falde che il potenziale di emissione di gas serra in relazione alla profondità della falda.

6. BIBLIOGRAFIA

- Giardini L., Agronomia generale (ambientale e aziendale), 2002, Ed. Patron (Bologna).
- Violante A., Chimica del suolo e nutrizione delle piante, 2002, Ed. Agricole (Bologna).
- Morari, F., Lugato, E., Polese, R., Berti, A., Giardini, L., 2012. Nitrates concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*. 147: 47-56.
- Gilliam, J.W., Baker, J.L., Reddy, K.R, 1999. Water quality effects of drainage in humid region. In: Skaggs, R.W., van Schilfgaarde, J. (Eds), *Agricultural Drainage Agron. Monogr.*, vol.38. ASA, SSSA, Madison, Wis.
- Mark B. Peoples, Elizabeth W. Boyer, Keith W. T. Goulding, Patrick Heffer, Victor A. Ochwah, Bernard Vanlauwe, Stanley Wood, Kazuyuki Yagi, and Oswald van Cleemput, *Pathways of Nitrogen Loss and Their Impacts on Human Health and the Environment*, SCOPE 65, Agriculture and the Nitrogen Cycle.
- Šimek M., Cooper JE., 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science*, 53: 345-354.
- Morari F., Vellidis G., Gay P., *Fertilizers*, 2011.
- Gambrell, R.P., J.W. Gilliam, and S.B. Weed. 1975. Nitrogen losses from soils of the North Carolina coastal plain. *J. Environ. Qual* 4:317-323.
- Randall, G.W., Malzer, and B.W., Anderson. 1990 Nitrate losses to tile drainage as effected by nitrogen fertilization of corn in a corn-soybean rotation. *Minnesota Agric. Exp. Stn. Misc. Publ.* 71-1991.

- Goss, M.J., K.R. Howse, P. Colbourne, and G.L. Harris. 1985, Cultivations systems and the leaching of nitrates, p 528-532. In J.F de LaSolbe (ed.) Effects of land use on freshwaters. Agriculture, forestry and mineral exploitation. Water Resource Center, Great Britain.
- M. Ventura, F. Scandellari, , B. Guzzon, P. Rossi Pisa, M. Tagliavini, Nitrogen balance and losses through drainage waters in an agricultural watershed of the Po Valley (Italy). European Journal of Agronomy 29 (2008) 108–115.