

"EVOLUZIONE DEL CARBONIO E DELL'AZOTO ORGANICO E DELLA BIOMASSA DI FRUMENTO, IN PARCELLE SOTTOPOSTE A TRE RESIDUI COLTURALI, INTERRATI CON DUE DIVERSE LAVORAZIONI, UTILIZZO DI DSSAT 4.02."

INDICE

1. Premessa	1
1.1. Il problema del carbonio organico nel mondo	1
1.1.2. Livelli di carbonio nel mondo e suoi flussi	2
1.1.3. Gas che condizionano l'effetto serra	4
1.1.4. Protocollo di Kyoto	8
1.1.5. Fertilità del suolo	9
2. Introduzione	11
2.1. Sostanza Organica	12
2.2. Effetto antropico sulla SOM	20
2.3. Pratiche agricole e carbonio organico nel suolo	24

2.4. I sistemi colturali	25
2.5. Lavorazioni	25
2.6. Erosione dei suoli	27
2.7. Dinamica del carbonio nel suolo e strategie per la sua immobilizzazione	28
2.8. Metodi di analisi del carbonio organico nei suoli	29
2.9. Descrizione del ciclo del carbonio	35
2.10. Condizioni di equilibrio della CO₂ suolo-atmosfera	44
2.11. Metodologie di studio	46
2.12. Densità apparente	47
2.13. Modelli di simulazione	51
2.13.1. <i>Ecosystem-levels models</i>	52
2.13.2. <i>Macro-scale models</i>	54
2.13.1.1. Routine di <i>Century</i> in DSSAT	57
2.13.1.1.1. Frazione strutturale e metabolica in superficie	66
2.13.1.1.2. Frazione strutturale e metabolica nel suolo	68
2.14. DSSAT v4.02	78
2.14.1. Applicazioni	79

2.14.2. Struttura del modello	80
2.14.3. Obiettivi del modello	82
2.15. Azoto nel suolo	83
2.15.1. Mineralizzazione dell'azoto nel suolo	84
2.15.2. Immobilizzazione dell'azoto	86
2.15.3. Fattori che condizionano la mineralizzazione	87
2.15.3.1 Qualità dei residui	87
2.15.3.2. Temperatura del suolo	90
2.15.3.3. Aerazione del suolo, livelli di umidità e tessitura	91
2.15.3.4. Sincronizzazione della mineralizzazione con la richiesta di azoto da parte delle piante.	92
3. Obiettivi principali del lavoro di tesi	94
4. Obiettivi secondari proponibili	94
5. Materiali e Metodi	95
6. Risultati e Discussioni	100
6.1. analisi dei dati di biomassa aerea misurati	100
6.1.1. Frumento su Frumento	101
6.1.2. Frumento su Favino	101

6.1.3. Frumento su Patata	104
6.2. Analisi dei dati misurati di Carbonio Organico	105
6.3. Analisi dei dati misurati di Azoto Organico	107
6.4. Analisi dei valori di biomassa aerea ottenuta con DSSAT	109
6.4.1. Tesi sottoposte a fresatura	109
6.4.2. Tesi sottoposte ad aratura	112
6.5. Andamento dei pesi dei culmi nelle diverse tesi a confronto con DSSAT	117
6.6. Analisi dei valori di Carbonio Organico ottenuti con DSSAT	120
6.7. Analisi dei valori di Azoto Organico ottenuti con DSSAT	129
7. Conclusioni.	138
8. Bibliografia	141
9. Ringraziamenti	
10 Dedicata	

1. Premessa

1.1. Il problema del carbonio organico nel mondo

Il problema della riduzione delle emissioni di anidride carbonica oggi giorno è di fondamentale importanza, proprio per la stabilizzazione delle condizioni climatiche future. Oltre a cercare di ridurre queste emissioni, bisognerebbe cercare di incrementare le conoscenze sui reali quantitativi di CO₂ rilasciabili ed assorbibili dalle diverse unità che entrano in gioco nel bilancio (combustibili fossili, oceani, piante ecc)(Wigley, 2001).

Le motivazioni dell'incremento dell'interesse sul ciclo del carbonio da parte della comunità scientifica è dovuto a diversi fattori tra cui ricordiamo l'aumento della concentrazione di anidride carbonica nell'atmosfera negli anni, infatti, nel 1800 si registravano valori di 280ppmv, nel 1957 di 315ppmv e nel 1993 di 357ppmv.

Altra motivazione che ha spinto tale interesse della comunità scientifica è da ricercare nel fatto che l'*UN Framework Convention on Climate Change* ha imposto alle diverse nazioni di dover stimare le accumulazioni e le perdite di anidride carbonica tipiche di ogni

nazioni e di cercare di definire tutti i processi che controllano l'accumulo della anidride carbonica nell'atmosfera.

Tra il 1950 ed il 1960 l'emissione di CO₂ derivante dai combustibili fossili bruciati superò per la prima volta i livelli di emissioni di CO₂ associate con la conversione delle foreste in terreni coltivabili.

Sebbene le emissioni di CO₂ dai combustibili fossili bruciati risulti essere a tutto oggi più del doppio di quelle ottenute in agricoltura, queste ultime comunque sono un significativo fattore nel bilancio mondiale della CO₂ Klaus, 1997.

1.1.2. Livelli di carbonio nel mondo e suoi flussi

Possiamo dire che da stime effettuate, il carbonio presente nel mondo è diviso in grandi categorie.

Il quantitativo maggiore di carbonio lo troviamo nelle rocce carbonatiche ed orientativamente risulta essere di 60,000,000 Gt, la seconda frazione invece è quella organica per un valore di 15,000,000 Gt, questa a sua volta è suddivisa in quattro sub frazioni che sono le seguenti: rocce sedimentarie 10,300,000 Gt, combustibili fossili

recuperabili 4,000 Gt, vegetazione 760 Gt ed in fine suolo 1,400 Gt, inoltre, esistono altre due sorgenti di carbonio una è costituita dagli oceani per un valore di 34,000 Gt e l'ultima l'atmosfera con un valore di 750 Gt.

I flussi annuali di carbonio da e per l'atmosfera mostrano che:

Per quanto riguarda i flussi dall'atmosfera la vegetazione con la fotosintesi è in grado di assorbire 100-120 Gt annualmente, invece, gli oceani sono in grado di assorbire 100-115 Gt ed in fine il suolo 0.06 Gt annuale dall'atmosfera.

Per quanto riguarda, invece, i flussi di carbonio annuali per l'atmosfera possiamo dire che gli oceani trasmettono la maggiore parte di carbonio e questa è prossima ai 100-115 Gt, le piante trasmettono 40-60 Gt, dalla degradazione dei residui si emettono 50-60 Gt, dai combustibili fossili 4 Gt ed infine dai cambiamenti di uso del suolo 2 Gt.

Ad esempio le piante presenti nel mondo riescono ad assorbire 100-120 Gt di carbonio dall'atmosfera e ne rilasciano 40-60 Gt con la respirazione. Buona parte di questo C, se assorbito da piante forestali,

resta immobilizzato nei tessuti legnosi determinando un bilancio positivo nei processi di forestazione.

Visto che la frazione terrestre di carbonio, quella composta dalla vegetazione e dal suolo (SOM) è pari a 2100 Gt (rispettivamente 760 e 1400), la quantità è rilevante ed inoltre è quasi il triplo della frazione atmosferica e visto che esistono dei flussi importanti tra l'atmosfera e la frazione terrestre e viceversa, possiamo dire che questa frazione gioca un ruolo molto importante per definire il livello di carbonio nell'atmosfera (Klaus, 1997).

1.1.3. Gas che condizionano l'effetto serra

L'effetto serra è un fenomeno naturale, indispensabile per la vita sulla Terra è reso possibile dalla presenza dell'atmosfera. La presenza di gas serra come il vapor d'acqua e la CO₂ ci permettono di avere una temperatura media costante, se questo fenomeno fosse assente la Terra sarebbe troppo fredda (circa 15-30°C in meno rispetto alla media attuale) (Navarra et al., 2000). D'altro canto se le concentrazioni di questi e di altri gas serra dovessero aumentare troppo ci si ritrova nella

condizione opposta, un riscaldamento eccessivo, a cui gran parte della vita sulla Terra non potrebbe adattarsi.

L'incremento del livello della concentrazione dei gas serra nell'atmosfera potrebbe essere relazionata, all'attività dell'uomo come: disboscamento indiscriminato, consumo massiccio di combustibili fossili, urbanizzazione, agricoltura intensiva ecc, e al fatto che il suolo sta perdendo parte della sua capacità di sequestrare il carbonio a causa della desertificazione, dell'erosione delle coste, per cui il carbonio immagazzinato sotto forma di combustibili fossili sta rapidamente diminuendo e si sta riversando in atmosfera, tutto ciò condiziona come dicevamo precedentemente il livello della temperatura mondiale (IPCC *Third Assessment Report*, 2001) causando alterazioni forti degli equilibri naturali (Navarra et al., 2000).

Una spiegazione del fatto che l'effetto antropico gioca un ruolo fondamentale nell'evoluzione dell'effetto serra, sta nel fatto che negli ultimi 150 anni si è avuto un aumento costante della concentrazione di CO₂ nell'atmosfera (Figura 1), con un'impennata nell'ultimo quarantennio, attribuito da molti scienziati alla crescita della

popolazione umana e delle attività economico-produttive (Brown, 2003).

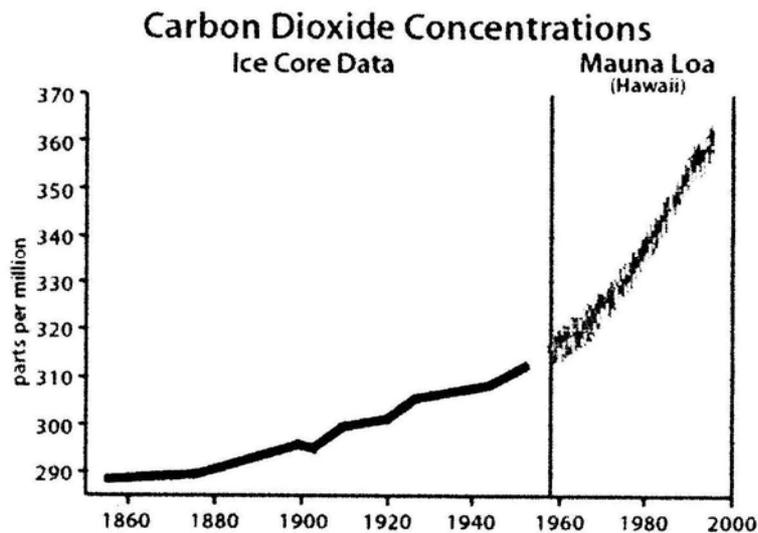


Fig.1 Concentrazione atmosferica di CO₂ determinata tramite carotaggio di ghiacci antartici fra il 1850 e il 1950 e misurata nell'atmosfera presso Mauna Loa dal 1958 al 1996 (fonte:www.press.uillinois.edu).

I principali gas che condizionano l'aumento globale della temperatura del pianeta sono la CO₂, questa influenza il processo per il 50%, il metano, influisce per un 19% ed i cloro fluoro carburi CFC che condizionano il sistema per un 15%.

La maggiore concentrazione di carbonio organico nel terreno è presente nei suoli non coltivati della tundra, nelle foreste temperate ed in quelle tropicali. Le aree coltivate contengono livelli di carbonio organico nel suolo per unità di area considerata minori ma visto che le superfici coltivate sono molto estese, contengono circa il 12% del contenuto di carbonio organico del pianeta.

Il suolo potrebbe essere usato per poter ridurre il livello di alcuni gas serra come la CO₂, sfruttando la sua capacità di contenitore di CO₂ come conseguenza della decomposizione della sostanza organica presente nel suolo. In generale possiamo dire che il processo di accumulo o rilascio della anidride carbonica è funzione di un equilibrio tra i due ambienti (suolo e atmosfera).

Se la velocità di accumulo della sostanza organica è superiore alla velocità di degradazione, aumenta il contenuto di carbonio nel suolo, a scapito del carbonio dell'atmosfera, in caso contrario il contenuto di carbonio nel suolo diminuisce ed il suolo agisce come un'ulteriore fonte di CO₂ atmosferica.

L'aumento della temperatura atmosferica, incrementando l'attività dei microrganismi del suolo e quindi la mineralizzazione della sostanza organica intrappolata, favorisce la produzione di CO₂ e quindi un ulteriore aumento di temperatura dell'atmosfera.

1.1.4. Protocollo di Kyoto

L'obiettivo del protocollo di Kyoto dicembre del 1997 è quello di abbassare i livelli di emissione di gas serra nell'ambiente ed i livelli di questi ultimi nell'atmosfera. I livelli di gas serra dovranno essere comparati con quelli misurati nel 1990, oltre che guardare al controllo delle emissioni di gas serra si può guardare all'altra faccia della medaglia, ovvero, alla immobilizzazione del carbonio. Anche se gli oceani e le foreste sono considerati come i maggiori accumulatori di carbonio, anche il suolo, come contenitore di anidride carbonica, non è da dimenticare, ed inoltre non è stato ancora ben esplorato. Nel articolo 3.4 del protocollo di Kyoto è menzionata l'idea di sfruttare il suolo come accumulatore di carbonio organico diminuendo così il livello di anidride carbonica nell'atmosfera. Questo metodo a

differenza di quello riportato nell'articolo 3.3 (forestazione) è stato solo sottinteso, però se si fa riferimento al livello di variabilità nella dimensione, nella distribuzione e nella presenza degli alberi, questa variabilità potrebbe essere comparata con la variabilità spaziale del carbonio organico sul suolo.

Nelle foreste gli alberi sono misurati e la biomassa aerea è stimata utilizzando campioni rappresentativi. Nel suolo anche il carbonio può essere misurato mediante campionamento e questi valori possono essere importati a scala paesaggistica utilizzando modelli di simulazione (Cheng et al, 1998).

1.1.5. Fertilità del suolo

Il contenuto di sostanza organica varia da meno dell' 1% (0,5%) nei suoli desertici e in quelli minerali, a valori intorno al 40% nei suoli forestali soprattutto in ambiente montano, a più del 90% nelle torbe (Sanchez, 1998).

L'accumulo di carbonio organico nel suolo è di fondamentale importanza per il miglioramento della fertilità sia fisica, (struttura del

suolo, densità apparente, proprietà idriche...) che chimica del suolo (pH, C.E., C.S.C, disponibilità di elementi ecc), inoltre, tutto ciò può riflettersi in maniera più che positiva sulle colture sia per quanto riguarda i livelli di produzione che per la qualità dei prodotti.

D'altro canto bisogna notare che i sistemi dotati di alti livelli di carbonio organico potrebbero condurre a contaminazioni dell'ambiente, nell'ipotesi in cui non si dovesse verificare il sincronismo tra il rilascio degli elementi nutritivi, in seguito alla mineralizzazione delle sorgenti di carbonio organico operata dalle popolazioni microbiche e l'assimilazione di questi ultimi da parte della coltura.

Ad esempio con la mineralizzazione dell'azoto durante le stagioni piovose, se non c'è la richiesta da parte delle piante di questi elementi nutritivi, questi potrebbero essere sottoposti a processi di lisciviazione, inquinando così le falde superficiali e localizzandosi così in zone difficilmente raggiungibili per le radici, o potrebbero liberare ossidi di azoto nell'atmosfera (Paul 1997)

2. Introduzione

Gli ecosistemi tropicali giocano un ruolo fondamentale nei cicli biogeochimici mondiali. Le regioni tropicali umide sono caratterizzate da abbondanti piogge annuali comprese tra i 1000 mm ed i 2500 mm, da costanti alte temperature (medie annuali di 22°C), alti livelli di umidità relativa e da un alta diversità di specie forestali.

Le foreste tropicali attraverso la fotosintesi, l'evapotraspirazione, la decomposizione della biomassa ed il riciclo degli elementi nutritivi, gioca un ruolo cruciale nel ciclo del carbonio a scala mondiale. Questi ecosistemi influenzano il clima regionale, agendo sul regime delle piogge, sull'albedo e sul bilancio idrico, invece su scala mondiale condizionano i cicli del carbonio, dell' azoto e di altri elementi nelle acque.

L'interazione che questo ecosistema ha con il ciclo del carbonio a livello globale ha un profondo effetto sulla composizione dell'atmosfera e sulla temperatura media della terra. (Dale et al 1993; Grace et al 1996).

Gli effetti della temperatura sui processi chimici e biologici negli oceani sono di piccola entità, ma gli effetti del clima sulla circolazione degli oceani invece è di notevole importanza, con possibili ripercussioni di più o meno 100-200ppm di CO₂ sulla concentrazione atmosferica. Cambiamenti delle precipitazioni, della temperatura e della concentrazione atmosferica di anidride carbonica possono anche avere effetti sulla biosfera terrestre, essendo in relazione con l'atmosfera (Schimel, et al 1997).

2.1. Sostanza Organica

La sostanza organica naturale controlla la maggior parte della reattività biotica ed abiotica nel suolo e nelle acque (Koerdel et al., 1997). La reattività della sostanza organica naturale del suolo o sostanze umiche, sia nella sua fase solida (Kozak, 1996) che in quella liquida (Zsolnay, 1996) determina la qualità fisica, chimica e biologica del suolo. Essa è funzione non solo delle sua composizione chimica ma anche delle sue dimensioni molecolari ed ambedue controllano le trasformazioni biologiche e le funzioni ecologiche della

sostanza organica. Tuttavia, l'enorme complessità molecolare del materiale umico naturale ha finora impedito che si potesse mettere in relazione le sue proprietà chimiche con l'attività biologica che esso espleta nel sistema suolo-pianta come stimolante degli aspetti fisiologici e nutrizionali delle piante, come regolatore dell'ambiente rizosferico e come modificatore della complessità microbica del suolo. Recenti studi sperimentali hanno indicato che le sostanze umiche nel suolo sono associazioni supramolecolari di molecole eterogenee relativamente piccole legate insieme da forze deboli come i legami d'idrogeno e idrofobici in dimensioni molecolari solo apparentemente grandi (Conte e Piccolo, 1999; Piccolo, 2001, Piccolo e Spiteller, 2003), al contrario della interpretazione tradizionale che le considerava polimeri ad alto peso molecolare stabilizzati da legami covalenti intermolecolari.

Questa nuova visione della natura chimica delle sostanze umiche implica non solo che le condizioni chimico-fisiche presenti, nel suolo e nelle acque possono selettivamente rendere solubili componenti molecolari diverse dalle associazioni supramolecolari della sostanza

organica naturale, ma anche che al variare della composizione degli essudati radicali emessi dai vegetali o delle emissioni extracellulari microbiche, si possano rilasciare molecole umiche con una struttura capace di influenzare la permeabilità delle membrane radicali e stimolare sia l'assimilazione di nutrienti che alcune funzioni fisiologiche delle cellule vegetali (Prin Piccolo, 2005).

Questa possibilità è stata suggerita dalla facile variazione conformazionale delle sostanze umiche al semplice contatto con minime quantità di acidi organici simili a quelli presenti negli essudati radicali (Cozzolino et al., 2001).

Cerchiamo di descrivere che cos'è la sostanza organica, come arriva al suolo e come si trasforma, quali sono i fattori che ne influenzano la mineralizzazione e l'accumulo e infine quali sono le sue funzioni nel sistema suolo.

La sostanza organica del suolo comprende:

1. organismi viventi,
2. la lettiera,
3. foglie,

4. rami e frutti caduti dalle piante,
5. i costituenti post-mortali degli organismi viventi in via di trasformazione,
6. le sostanze umificate
7. i composti sintetizzati dagli organismi del suolo.

I costituenti post-mortali della frazione organica del suolo possono essere divisi in due gruppi:

1. i materiali che conservano i segni dell'organizzazione cellulare originaria, nei quali l'organizzazione dei tessuti e delle cellule è ancora chiaramente riconoscibile,
2. i materiali che in seguito a radicali trasformazioni hanno perso le caratteristiche che permettono di risalire alla matrice d'origine.

I composti organici presenti nei residui post-mortali di origine animale e vegetale sono essenzialmente: carboidrati, amminoacidi e proteine, lipidi, acidi nucleici, lignine, cere e resine. Questi composti sono detti, nel loro insieme, composti non umici poiché sono riportabili a ben definite categorie di composti chimici (Kohl, 2000).

Questi composti possono essere sottoposti a processi di trasformazione che sono diversi in base alle caratteristiche dell'ambiente in cui si trovano.

In ambienti aerobici ed in presenza di temperature elevate si verificano processi ossidativi che portano alla formazione di CO₂ e H₂O. In ambienti anaerobici si verificano processi riduttivi che portano alla carbonificazione.

In condizioni ambientali intermedie si innescano processi che danno origine alle sostanze umiche, cioè ad un insieme di acidi organici a struttura complessa, di natura prevalentemente fenolica, ai quali non è possibile attribuire struttura e composizione chimica ben definite (Sequi, 1989).

Le sostanze umiche si distinguono in acidi umici, acidi fulvici ed umine. Le umine sono composti a bassa acidità, sono caratterizzati dall'aver gruppi fenolici; gli acidi umici sono composti ad alto peso molecolare (2000-3000 Da) e modesta acidità; gli acidi fulvici sono molecole con peso molecolare basso (<1000 Da) caratterizzate da elevata acidità.

Gli acidi umici si formano in suoli ricchi di basi, gli acidi fulvici invece, nei suoli dove la decomposizione della materia organica è operata dai funghi.

Le difficoltà che sussistono nella descrizione delle sostanze umiche sono dovute principalmente all'eterogeneità dei materiali coinvolti, alla varietà di organismi che determinano le trasformazioni della sostanza organica del suolo e ai fattori ambientali che regolano i processi chimico-fisici che caratterizzano il suolo stesso.

La reattività della sostanza organica naturale del suolo o sostanze umiche, sia nella sua fase solida (Kozak, 1996) che in quella liquida (Zsolnay, 1996) determina la qualità fisica, chimica e biologica del suolo. Essa è funzione non solo della sua composizione chimica ma anche delle sue dimensioni molecolari ed ambedue controllano le trasformazioni biologiche e le funzioni ecologiche della sostanza organica.

Tuttavia, l'enorme complessità molecolare del materiale umico naturale ha finora impedito che si potesse mettere in relazione le sue proprietà chimiche con l'attività biologica che esso espleta nel sistema

suolo-pianta come stimolante degli aspetti fisiologici e nutrizionali delle piante, regolatore dell'ambiente rizosferico, e modificatore della complessità microbica del suolo.

In definitiva possiamo dire che il livello della sostanza organica nel suolo è un indice molto importante per definire la fertilità del suolo, ed indirettamente i livelli di produzione delle piante che crescono in quel suolo.

Un suolo con un alto livello di sostanza organica è un suolo ben strutturato, gli effetti di questo indice di fertilità condizionano nel suolo alcuni fattori come la porosità, l'aerazione e il drenaggio, migliora la facilità per la coltivazioni delle piante, si osserva una migliore circolazione di gas e di soluzioni all'interno del suolo; inoltre lo sviluppo delle radici e la germinazione dei semi è favorito, stimola processi fisiologici e biochimici del metabolismo cellulare, svolge la funzione di filtro, permette di ridurre gli effetti tossici di metalli pesanti e pesticidi.

Un buon indice strutturale è quindi un buon livello di sostanza organica nel suolo, che ha anche delle implicazioni ambientali

connesse con il processo di erosione; infatti, in questi suoli risulta essere minore lo sfaldamento degli aggregati e il ruscellamento in seguito a violente piogge con conseguente perdita degli strati superficiali più fertili.

Inoltre, c'è anche da considerare la capacità della sostanza organica nel trattenere l'acqua, che influenza notevolmente il regime di temperatura: il suolo infatti si raffredda e si riscalda molto più lentamente quando il contenuto di acqua è elevato, riducendo così di pari passo i processi di decomposizione della sostanza organica e diminuendo le emissioni di CO₂.

La rizofera è una zona del suolo ad altissima attività biologica nella quale hanno luogo complesse interazioni tra radici, componenti del suolo e comunità di microrganismi. Lo studio dei fenomeni della rizosfera può fornire informazioni di primaria importanza su processi quali il ciclo di nutrienti, il funzionamento degli ecosistemi, l'impatto di attività antropiche sugli ecosistemi agrari, la fertilità agronomica ed il sequestro del carbonio. Uno dei processi più importanti che avvengono nella rizofera è la rizodeposizione, ovvero il trasferimento

di carbonio dalle radici al suolo sotto forma di essudati (molecole organiche di basso peso molecolare quali acidi organici, amminoacidi e zuccheri), lisati di cellule morte e mucillagini (Singh et al., 2004). Diversi fattori ambientali influiscono sulla fisiologia delle piante e la rizodeposizione: tra questi la temperatura, l'intensità di luce, la concentrazione di CO₂ atmosferica e la presenza di sostanza organica nel suolo (Paterson et al., 1997).

In Puglisi et al. (2005) è stato dimostrato come l'aggiunta al suolo di sostanze umiche ed altri composti materiali organici a caratteristiche note induca un sensibile aumento nella quantità di carbonio depositato dalle radici.

2.2. Effetto antropico sulla SOM

Per millenni visto che la variabile antropogenica come produttrice di CO₂ è stata assente, non condizionava il bilancio del ciclo del carbonio, che risultava essere prossimo all'equilibrio, invece con l'avvento dell'industrializzazione, con l'uso di fossili combustibili di

carbonio e con la distruzione dell'ecosistema terrestre, man mano questo bilancio del carbonio è diventato sempre più instabile.

Processi come: utilizzo dei combustibili fossili, cementificazione, deforestazione, ed altri cambiamenti di uso del suolo, trasferiscono all'atmosfera carbonio principalmente come anidride carbonica.

Visto che il ciclo del carbonio nella biosfera terrestre o oceanica si verifica molto lentamente, su una scala da decadale a millenaria, i rilasci nel sistema di nuovi apporti di carbonio nell'atmosfera vanno a disturbare il ciclo del carbonio per molto tempo.

Inoltre, l'uso antropico del suolo influenza sia la sostanza organica presente nel suolo stesso sia la biomassa vegetale.

Le lavorazioni del suolo possono provocare delle alterazioni nel suolo come per esempio distruggere gli aggregati organo-minerali, rimescolare gli orizzonti superficiali, ridurre la densità apparente e modificare la temperatura del suolo.

Questo potrebbe essere riassunto in altre parole con l'aumento della liberazione della CO₂ e la riduzione del livello di sostanza organica nel suolo, poiché aumenta indirettamente l'aerazione del suolo, il

livello della temperatura e la superficie di attacco dei substrati da parte delle popolazioni microbiche nel suolo.

In un suolo indisturbato il contenuto di sostanza organica rimane essenzialmente costante nel tempo, al contrario in un suolo soggetto ad azione antropica il contenuto di sostanza organica si riduce nel tempo in seguito all'effetto della mineralizzazione.

La deforestazione è uno di quegli usi del suolo che possono condizionare il livello di carbonio organico nel suolo sia per l'eliminazione di biomassa vegetale che dovrebbe col tempo ritornare al suolo, sia semplicemente per la rimozione degli strati superficiali di suolo, che portano in superficie strati di suolo meno attivi. La conversione di queste aree forestali in aree coltivate comporta una diminuzione dell'iniziale valore di carbonio organico dal 25 al 60% per lo strato di suolo compreso tra 0 e 5 cm ed una perdita del 15-30% per lo strato di suolo compreso tra 5 e 15 cm dopo 10 anni di coltivazione intensa, la spiegazione di ciò è da ricondurre alle lavorazioni e alla coltivazione intensiva. Lal osservò nel 1985 che il

contenuto di carbonio di un area post deforestazione decresce del 20% dopo 6 anni di coltivazione (Figura 2).

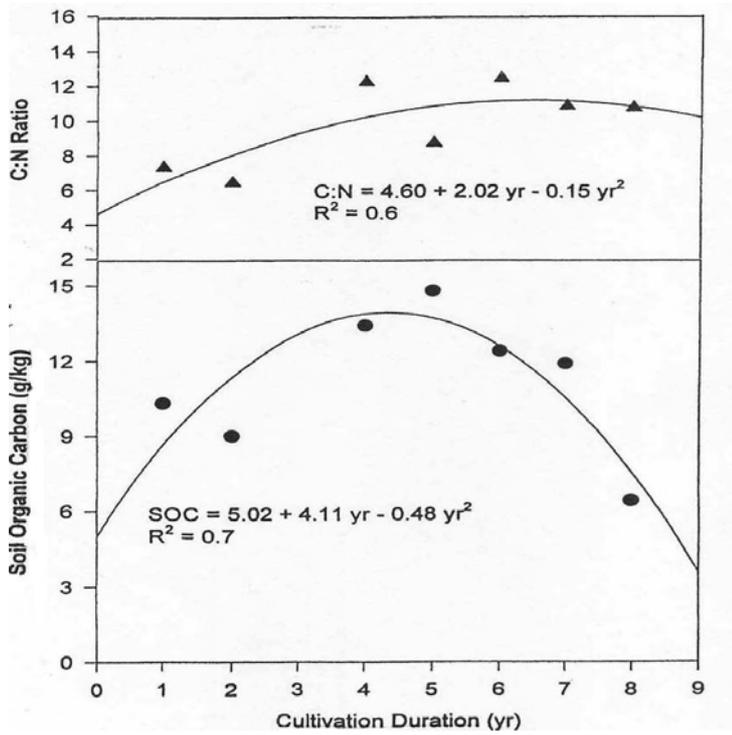


Fig.2 cambiamenti nel tempo del contenuto di carbonio organico o e del rapporto C:N

2.3. Pratiche agricole e carbonio organico nel suolo

Le pratiche agricole possono influenzare direttamente il livello di carbonio organico nel suolo. Un esempio di quanto detto lo si può ritrovare nella sperimentazione di Rothamsted, dove si mettono a confronto diversi trattamenti, uno con concimazione organica effettuata annualmente, un altro con concimazioni organica effettuata solo per un determinato periodo di tempo ed infine un trattamento con concimazione minerale, con il livello di carbonio accumulato nel suolo (Figura 3).

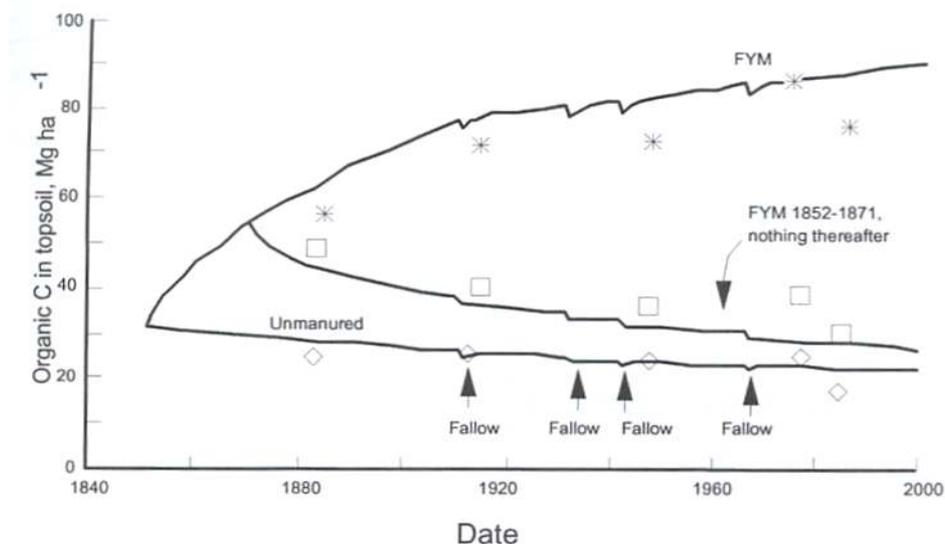


Fig. 3 livello di carbonio organico negli strati superficiali di suolo in una sperimentazione in Inghilterra a Rothamsted. I simboli indicano dati misurati, le linee sono gli output di simulazioni. FMY è Farm Yard manure. (da Jenkinson, D.S., Agron. J.,83,2,1991).

2.4. I sistemi colturali

Le colture in rotazione influenzano il contenuto di carbonio nel suolo attraverso gli effetti sul livello di biomassa prodotta, sul rapporto biomassa aerea e radicale e dal contenuto di altri elementi nella biomassa interrata (C/N C/P e C/S).

Sistemi colturali che incrementano il livello di carbonio nel suolo sono caratterizzati da alta biomassa con alti contenuti di carbonio e bassi di N, un esempio è dato dalle coltivazioni di cereali.

Da una sperimentazione condotta da Aina 1979 si osservò che il contenuto di SOC nei primi 10 cm di suolo varia al variare della copertura vegetale presente sul suolo, infatti, passando da prato, maggese (*bush fallow*), a suoli coltivati, i valori di SOC sono rispettivamente di 2.5%, 2.2% e 0.6%.

2.5. Lavorazioni

Ci sono possibilità di poter sequestrare il carbonio nel suolo senza utilizzare molta energia. Una possibilità potrebbe essere quella di rendere più diffuse pratiche agricole come minime lavorazioni e *no till*.

Doigian et al (1994) in un loro studio condotto sull'effetto della non lavorazione sul contenuto di sostanza organica nel suolo arrivarono alla conclusione che il grado di impatto di una tecnica del genere è funzione di una molteplicità di fattori correlati fra loro come colture, rotazioni, clima e caratteristiche del suolo.

La dispersione del suolo e la gestione dei residui colturali influenzano l'immobilizzazione del carbonio attraverso gli effetti che queste pratiche hanno sulla biomassa che ritorna al suolo, sul tasso di ossidazione e di mineralizzazione del carbonio organico e sulle perdite dovute all'erosione e alla lisciviazione.

La conversione di aree con vegetazione spontanea in aree coltivate comporta una riduzione del contenuto di carbonio organico, questa diminuzione è maggiore se queste zone sono sottoposte a lavorazioni.

Ad esempio Lal nel 1976 dimostrò la differenza del tasso di decomposizione del carbonio organico in aree con vegetazione spontanee sottoposte a coltivazione usando arature o no *till*, nel primo caso il tasso di decomposizione del suolo è 0.03% mensile per i primi

12 mesi di coltivazione dopo maggese, invece per la seconda tesi il tasso di decomposizione del carbonio organico è di 0.004% mensile.

Con il *no till* si osserva che oltre ad un livello di carbonio organico maggiore rispetto ai suoli sottoposti ad aratura c'è anche una stratificazione superficiale del carbonio organico.

2.6. Erosione dei suoli

L'erosione è un altro processo molto importante che causa riduzione del contenuto di carbonio organico nei suoli coltivati. L'erosione comporta la rimozione della frazione umica del suolo. Lal nel 1980 mostro che esiste una relazione lineare tra la diminuzione di carbonio organico ed i processi erosivi.

$$SOCcontent(\%) = 1.79 - 0.002E$$

Dove E è il livello di suolo eroso annuale (Mg/ha)

2.7. Dinamica del carbonio nel suolo e strategie per la sua immobilizzazione

Il carbonio organico è una entità dinamica che è condizionata da numerosi fattori.

L'incremento del contenuto di carbonio nel suolo è influenzato: dal tasso di biomassa come residui colturali che ritorna al suolo, dalla biomassa radicale e loro distribuzione nel suolo per profondità, dalla attività della macrofauna e dalle tecniche di fertilizzazione (uso di fertilizzanti inorganici ed organici).

La diminuzione del contenuto di carbonio organico nel suolo, invece, è relazionata, alla ossidazione e alla mineralizzazione delle sostanze organiche presenti nel suolo, dell'erosione e dalla lisciviazione.

Il tasso di carbonio organico presente nel suolo è dato dal quantitativo di carbonio presente nel suolo e dalla gestione del suolo.

$$dC/dt = KC + A$$

dove K è il tasso di decomposizione, C è il contenuto di carbonio organico presente nel suolo ed A è l'incremento di carbonio dovuto alla pratica gestionale usata.

Da questa differenza (K ha valori negativi) si ottiene il tasso di carbonio organico in un sistema colturale.

Per cui processi degradativi che fanno ridurre il contenuto del carbonio organico nel suolo, sono relazionati con valori di K coefficiente di decomposizione maggiore (meno negativi), invece, processi di umificazione sono correlati con un decremento del K.

Un incremento del coefficiente di decomposizione si può ottenere in seguito a deforestazioni, arature, cicli continui di coltivazioni, rimozione dei residui ecc.

Diminuzioni del valore del coefficiente di decomposizione sono, invece, relazionate con l'uso di colture perenni, cover crops, forestazioni, lavorazioni di conservazioni e no till pacciamature e interrimento dei residui, questi processi inoltre migliorano la struttura del suolo e la composizione di aggregati.

2.8. Metodi di analisi del carbonio organico nei suoli

Esistono diversi metodi per poter studiare il carbonio organico, tra i quali ricordiamo:

l'approccio delle frazioni organiche, quello dei gruppi funzionali e quello dei modelli di simulazione.

Le frazioni organiche, possono essere separate con diverse metodologie, fisiche, chimiche e biochimiche. I metodi fisici distinguono i componenti organici in base alla dimensione delle loro particelle oppure in funzione della loro densità, altri metodi fisici riguardano l'uso di ultrasuoni. Per quanto riguarda le metodologie di separazione chimica, sono basate sulla solubilità e sull'affinità di certi componenti della frazione organica presente nel suolo in differenti solventi o soluzioni estrattive. Soluzioni estrattive vanno dall'acqua e solventi polari e non (alcol acetonitrile acetone) fino a sali inorganici (KCl e K_2SO_4 Walkley-Black e Springer-Klee).

Lo studio del carbonio organico in funzione dei gruppi funzionali: con queste tecniche si focalizza l'attenzione direttamente sui gruppi funzionali organici contenuto nell'intero campione di suolo, non sono, inoltre, previste estrazioni della frazione organica. Le tecnologie utilizzate prevedono l'uso di spettroscopia a infrarossi ed a ultravioletti, anche la risonanza magnetica può essere usata a tale scopo.

Comunque queste tecniche trovano un maggior utilizzo nel valutare quali dei componenti della struttura sono cambiati nel tempo piuttosto che misurare quanto ed in che velocità i componenti cambiano. L'approccio classico allo studio del carbonio organico dei suoli per analisi chimica prevede l'applicazione di tecniche analitiche, strumentali e non, su frazioni di SOM ottenute mediante la procedura di estrazione schematizzata in Figura 4.

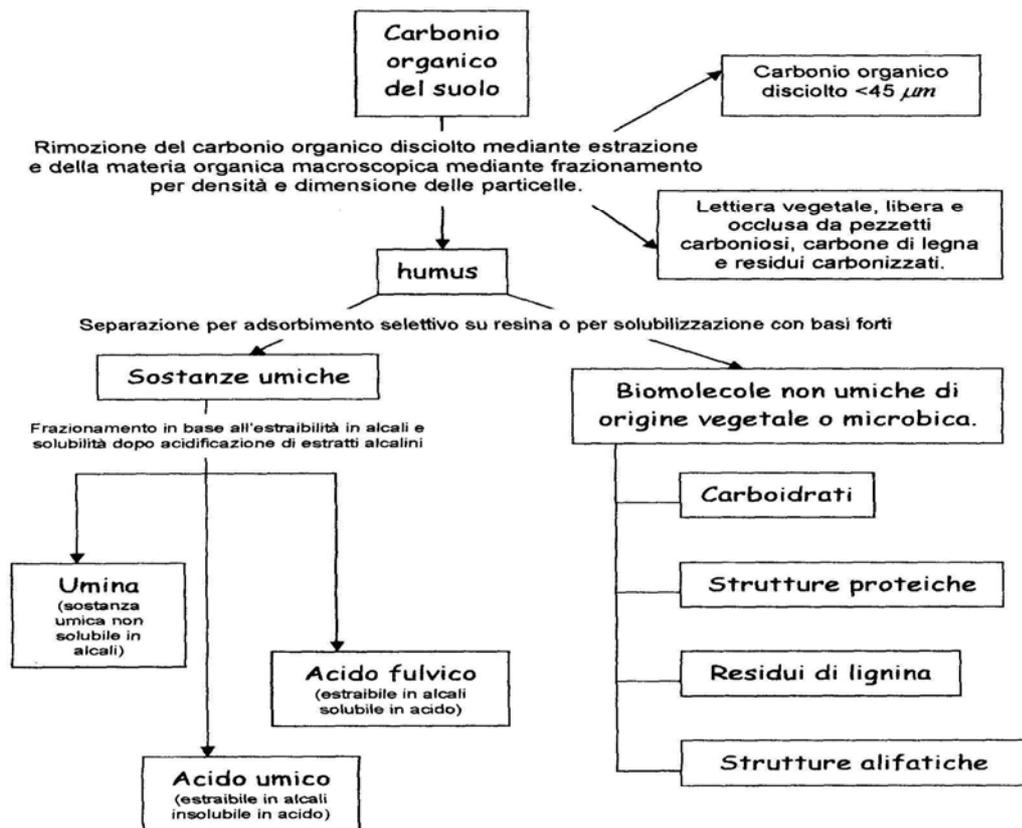


Fig.4 frazionamento del carbonio organico del suolo

La prima cosa da fare una volta prelevati i campioni di suolo è l'essiccazione di questi ultimi a temperatura ambiente, facendo attenzione ai livelli di umidità ed alle temperature dei locali in cui vengono conservati i campioni, in quanto, si potrebbero condizionare i processi di decomposizione della sostanza organica in essi contenuti.

Una volta seccati i campioni questi devono essere setacciati a 2 mm.

Poi viene effettuata l'eliminazione delle particelle macroscopiche per flottazione o setacciatura delle particelle organiche solubili in acqua (particelle con diametro inferiore a 45 μm) per estrazione. L'*humus* così ricavato comprende le sostanze umiche e quelle non umiche che possono essere separate tramite adsorbimento selettivo su resine idrofobiche macroporose a basso pH seguito da eluizione in soluzioni alcaline: le sostanze umiche rimangono adsorbite sulla resina (Rosenstock et al., 2003; Kaschl et al., 2002).

Le due frazioni possono essere separate anche utilizzando soluzioni acquose di basi forti, molto efficaci nel solubilizzare le sostanze umiche presenti nel suolo¹.

Trattando l'estratto alcalino con HCl concentrato fino a raggiungere pH =1 si ottiene la precipitazione della frazione di sostanze umiche a più elevato peso molecolare, gli acidi umici. La frazione solubile in acido rappresenta invece gli acidi fulvici. La sostanza organica non estratta dalla soluzione alcalina rappresenta la frazione più fortemente legata alle componenti minerali del suolo e viene chiamata umina.

L'utilizzo di metodi chimici di separazione possono dar luogo a diversi problemi:

- a) non è garantito che l'insieme delle frazioni estratte possano rappresentare la composizione dell'intero suolo;
- b) le molecole organiche estratte, quando comparate con lo stesso materiale nella matrice minerale del suolo, mostrano differenze nelle caratteristiche chimiche come capacità di scambio cationico, idrofobicità, conformazione...etc;
- c) durante la procedura di estrazione possono avvenire reazioni chimiche che portano alla formazione di sostanze diverse da quelle naturalmente presenti nel suolo.

Per questi motivi l'approccio di analisi mediante estrazione è stato gradualmente abbandonato.

Negli ultimi anni grazie allo sviluppo di nuove metodologie di analisi come la pirolisi analitica, la spettrofotometria infrarossa trasformata di Fourier (FT-IR) e la spettroscopia di Risonanza Magnetica Nucleare del nucleo ^{13}C (^{13}C NMR) a stato solido (Baldock, 2000), si è riusciti a risalire alla composizione chimica della materia organica del suolo senza necessariamente effettuare la separazione delle diverse frazioni.

La spettrofotometria FT-IR si basa sull'assorbimento di radiazioni infrarosse che ha luogo a diverse frequenze a seconda del tipo di atomo al quale il carbonio è legato e alla natura del legame.

L'assorbimento dipende infatti dalle frequenze caratteristiche, e quindi dalle energie, associate a "*stretching*" e "*bending*" dei diversi legami, e permette, quindi, di individuare i diversi gruppi funzionali in cui è presente il carbonio.

Il limite di questa tecnica sta nel fatto che esiste un alto grado di sovrapposizione delle bande di assorbimento è in genere necessario analizzare frazioni di SOM ottenute da estrazioni successive. Inoltre,

una determinazione quantitativa delle specie contenute nella SOM mediante questa tecnica non è immediata ma richiede un'analisi statistica multivariata.

La spettroscopia ^{13}C NMR a stato solido è una tecnica che fornisce picchi di risonanza diversi per i diversi nuclei di carbonio-13 presenti nel campione. L'NMR a stato solido è una tecnica che consente una caratterizzazione della struttura chimica del carbonio organico in maniera non distruttiva e senza pretrattamenti del campione.

Il limite di questa tecnica è da riscontrare nei costi, richiede apparecchiature specifiche presenti solo in alcuni laboratori di ricerca in Italia.

2.9. Descrizione del ciclo del carbonio

Il suolo è il più grande contenitore di carbonio, da una stima di Lal et al 1998 si evidenzia che il valore totale di carbonio accumulato nel mondo è di 1500-2000 Pg di C (Pg petagram 1 Pg= 10^{15}) ed di tutto questo valore il suolo ne contiene 700-1000Pg.

Il termine carbonio organico nel suolo è comunemente utilizzato per poter definire i vari componenti organici del suolo. Esistono diversi significati per questa frazione organica, per alcuni è una frazione fisica di residui colturali di una pianta a differenti stadi di decomposizione, per altri è il carbonio organico del suolo associato con differenti frazioni di particelle del suolo, per altri ancora, può essere considerata come una frazione chimica contenente specifiche strutture chimiche o specifici gruppi funzionali.

Il carbonio è presente nel suolo sotto diverse forme, da forma elementare come diamanti e grafite, a quelle complesse, sia inorganiche come i carbonati e che organiche. Il carbonio può essere presente sia in forma di gas (es. anidride carbonica), di liquido (es. solventi organici) che solido (es. carbonati).

Queste forme sono tutte considerate nel ciclo del carbonio, dove l'anidride carbonica presente nell'atmosfera viene trasformata tramite il processo fotosintetico in tessuti vegetali o accumulata nel suolo sotto forme inorganiche. I microbi e gli animali che hanno consumato le piante come alimento convertono il carbonio presente in anidride

carbonica tramite processi metabolici involti nella respirazione, completando così il ciclo del carbonio. Il carbonio organico presente nel suolo può essere considerato come una sorgente di energia per alcune reazioni biochimiche che si verificano nel suolo. Residui animali e vegetali sono considerati come risorse naturali di carbonio, invece, i liquami e gli scarti manifatturieri, vengono considerati come sorgenti antropogeniche.

Tutti i composti vegetali ed animali che arrivano al suolo sono sottoposti a processi di decomposizione e gli agenti predominanti che regolano questi processi sono i microrganismi terricoli. Con la decomposizione del carbonio organico si ottiene liberazione di anidride carbonica e molecole meno complesse di carbonio, che possono essere sottoposte ad ulteriori processi di degradazione oppure possono entrare in processi di stabilizzazione o di risintesi, ottenendo strutture recalcitranti o frazioni umificate.

In definitiva il suolo si comporta da risorsa (produttore di anidride carbonica in seguito a mineralizzazione) o da contenitore (in seguito

all'immobilizzazione umificazione) del carbonio terrestre in funzione del bilancio tra i processi di ossidazione e di umificazione.

I livelli di carbonio organico nel suolo sono relativi ai tassi di rinnovamento e di perdita di questo elemento nello stesso. Il primo dipende dal livello di produzione della biomassa e dalla loro incorporazione nel suolo, il secondo, invece, dalla respirazione, dalla decomposizione, dall'erosione e dalla lisciviazione. Gli usi del suolo e le lavorazioni utilizzate possono influenzare questi due tassi.

Il ciclo globale del carbonio coinvolge, oltre all'atmosfera, anche la litosfera, la biosfera e l'idrosfera; esso può essere virtualmente differenziato in *ciclo geologico* e in *ciclo biologico* (Hurst, 2000).

Il *ciclo geologico* del carbonio si compie in centinaia di milioni di anni e coinvolge il carbonio immagazzinato nei combustibili fossili, negli oceani e nelle rocce.

Il *ciclo biologico* del carbonio interessa tutti gli ecosistemi terrestri e riguarda l'assorbimento e la trasformazione del carbonio da parte degli organismi viventi.

Esso può essere descritto dai seguenti passaggi:

1. la conversione dell'anidride carbonica atmosferica a carboidrati per mezzo della fotosintesi effettuata dagli organismi autotrofi;
2. il consumo dei carboidrati da parte degli organismi eterotrofi con la produzione di CO₂ e di energia;
3. il ritorno della CO₂, liberata dalla respirazione degli esseri viventi, all'atmosfera;
4. la decomposizione dei residui animali e vegetali nel suolo e quindi la riorganizzazione del carbonio in altri prodotti.

Le vie metaboliche che concorrono al ciclo del carbonio nel suolo sono le seguenti (Figura 5):

1. apporti organici al suolo;
2. degradazione dei materiali organici;
3. polimerizzazione e sintesi (umificazione);
4. mineralizzazione.

Queste non sono fasi vere e proprie, ma processi simultanei e interdipendenti.

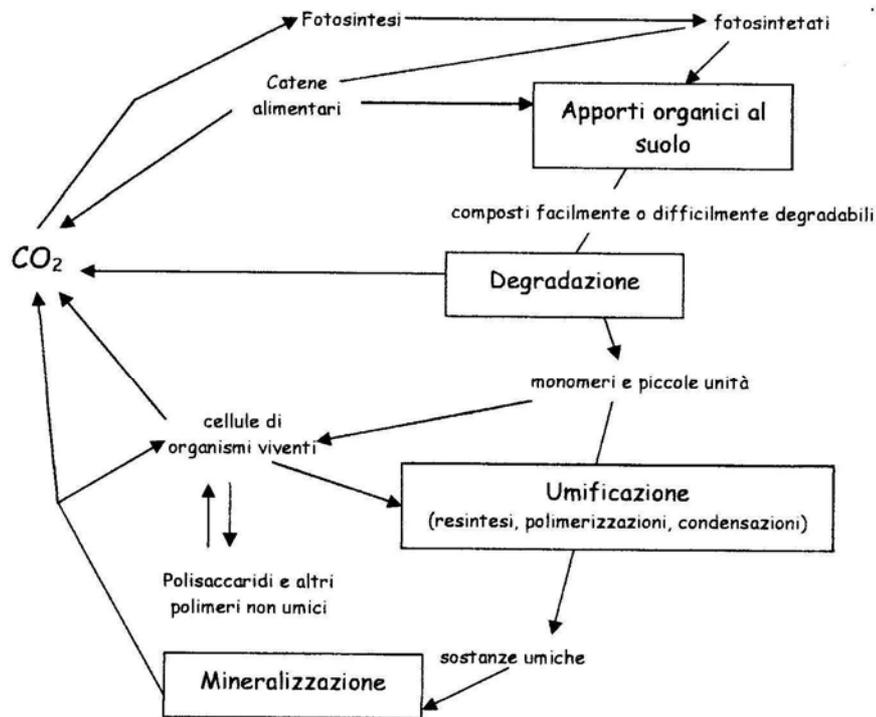


Fig.5 Ciclo del carbonio organico e processi di umificazione (Sequi 1989)

Gli apporti di carbonio organico al suolo possono essere fenomeni periodici o continui a seconda dell'ambiente; del tipo di ordinamento colturale, del tipo di coltura (secrezioni radicali, sostanze mucillaginose, spoglie radicali, foglie e rami caduti), del tipo di animali (deiezioni e spoglie) e degli organismi microbici (prodotti extra-cellulari e spoglie) presenti nel suolo.

La velocità ed i tipi di prodotti ottenuti dal processo di decomposizione operato dai microbi dipende dalla grandezza della popolazione microbica e dal tipo di popolazione. In generale possiamo dire che esiste una prima fase di decomposizione operata dai microbi, nella quale abbiamo il rilascio di elementi facilmente degradabili come amminoacidi, proteine zuccheri, che possono essere successivamente idrolizzati con la formazione di composti semplici che i microrganismi stessi possono utilizzare come fonte di energia. In uno stadio successivo vengono attaccati composti più stabili e resistenti come: cere grassi cellulosa lignina ecc che per tanto resistono per molto tempo nel suolo.

Altri fattori che condizionano i processi di degradazione e la velocità di decomposizione sono da riscontrare nei legami che si creano tra la sostanza organica ed i colloidali inorganici nel suolo.

Un esempio del genere è riscontrabile nei suoli argillosi dove si creano nei micropori dei legami come quelli descritti in precedenza che hanno un vero e proprio effetto protettivo sulla sostanza organica contro l'azione microbica. (McConkey et al., 2000), al contrario nei

suoli sabbiosi dove queste interazioni sono ridotte i processi degradativi e la stabilità strutturale del suolo risulta essere più bassa e la velocità di decomposizione più alta.

Altri fattori ambientali che condizionano il turnover della sostanza organica sono: la temperatura ed il livello di umidità dello strato suolo in analisi.

Combinazioni di suoli umido-caldi sono le migliori condizioni per poter stimolare ed accelerare i processi di decomposizione della sostanza organica, mentre in suoli freddi il livello di sostanza organica è alto poiché il processo di decomposizione è lento o non avviene.

L'acidità del suolo è anche un altro parametro molto importante che influenza sia le reazioni chimiche che avvengono nello strato di suolo considerato che l'orientamento dell'attività biologica.

Valori di pH pari a 6-8 favoriscono lo sviluppo delle popolazioni batteriche, invece, in suoli acidi è favorito lo sviluppo dei funghi.

Il processo di umificazione è un processo molto complesso caratterizzato da idrolisi enzimatica dei polimeri e da policondensazione dei prodotti.

Dato che la struttura chimica delle macromolecole umiche non è certa, è possibile al momento suddividere le sostanze umiche come segue:

- sostanze umiche a "basso peso molecolare" ed elevata solubilità che hanno quindi un tempo di residenza breve nel suolo;
- sostanze umiche a più "elevato peso molecolare", poco o per niente solubili in acqua che hanno tempi di residenza molto più lunghi nel suolo.

La mineralizzazione delle sostanze umiche è un processo molto lento che include la decomposizione della sostanza organica umificata e la formazione di composti inorganici, con lo sviluppo di CO₂

Oggi quello che si vuole studiare non è solo il ciclo del carbonio isolatamente ma si cerca di poter correlare questo ciclo con il ciclo dell'azoto, considerare la reattività di un suolo solo facendo riferimento al livello totale di carbonio presente nel suolo non è proprio corretto in quanto probabilmente solo una piccola parte di quella frazione organica potrebbe essere interessata nei processi biochimici del suolo.

Quindi i processi di mineralizzazione dei complessi organici favoriscono il rilascio della CO₂, invece i processi di umificazione favoriscono i processi di assimilazione della CO₂ in complessi più stabili e recalcitranti.

Per cui possiamo dire che il quantitativo di carbonio presente nel suolo è il risultato del bilancio tra il processo di mineralizzazione (ossidazione) e di umificazione (immobilizzazione).

2.10. Condizioni di equilibrio della CO₂ Suolo-atmosfera

L'interesse della comunità scientifica a riguardo al problema è di poter aumentare il processo di sequestro del carbonio al fine di poter ridurre le emissioni o le perdite.

Gli oceani e le foreste sono spesso considerati come i più grandi accumulatori di carbonio, ma non dobbiamo dimenticarci dell'azione del suolo che al pari degli altri 2 contenitori di carbonio riesce ad accumulare molta CO₂ atmosferica.

Un problema relativo all'utilizzo del suolo come metodo di accumulo di CO₂ atmosferica è dovuto al fatto di dover utilizzare delle

metodologie appropriate per poter determinare quanto ed in quanto tempo la CO₂ viene accumulata.

In condizioni di equilibrio o di quasi equilibrio gli input e gli output di carbonio sono gli stessi ed il suolo non è considerato come una risorsa o contenitore di CO₂ atmosferica.

Il grado a cui il suolo può funzionare come risorsa o contenitore di CO₂ atmosferica è funzione della grandezza dello squilibrio tra input ed output e dalla durata delle condizioni di squilibrio prima di raggiungere un nuovo stadio di equilibrio. Le operazioni colturali possono influenzare il livello di carbonio accumulato, infatti, il quantitativo di carbonio accumulato in molti suoli potrebbe essere incrementato utilizzando pratiche di conservazione di suolo come per esempio rotazioni utilizzo di foraggere perenni, incrementare le fertilizzazioni e ridurre le lavorazioni. Il bilancio tra gli input e gli output di carbonio possono essere seguiti in due modi.

Il primo è quello di monitorare direttamente i flussi di carbonio nel suolo e fuori suolo, questo metodo è molto esigente tecnicamente, i

flussi di carbonio misurati con questo metodo sono condizionati dall'ambiente (radiazione diurna temperature ecc).

Il secondo metodo richiede di misurare le differenze nel livello di carbonio tra due o più prelievi di suolo, questo metodo non è molto sensibile per le analisi nel breve periodo (mese) come il primo, ma va bene per analizzare fluttuazioni di un anno.

2.11. Metodologie di studio

Per valutare l'effetto di una pratica agricola sul bilancio del carbonio si può intervenire in 2 modi: il primo è quello di prelevare campioni di suolo sulle tesi sottoposte alla nuova tesi da analizzare oppure prendere campioni sia sulle parcelle sottoposte alla nuova tesi, sia su quelle con tesi convenzionale.

Nel primo caso si ha solo la definizione dell'andamento del carbonio nel suolo e questo andamento non si può dire che sia relazionato solo all'effetto della pratica agricola usata ma dipende anche dal clima effetti biologici, dalla variabilità spaziale dalle condizioni climatiche, dall'erosione , dalla deposizione ecc.

Invece, nel secondo caso mettendo a confronto i campioni di suolo derivanti dalla nuova tesi con quella convenzionale possiamo ottenere l'effetto della nuova pratica agricola sul ciclo del carbonio.

La stima dei cambiamenti del contenuto del carbonio nel tempo è di fondamentale importanza per quantificare lo scambio netto tra il suolo e l'atmosfera di anidride carbonica.

Ultimamente il carbonio organico è diventato popolare anche nella letteratura modellistica specialmente se si fa riferimento alla modellizzazione della sua dinamica.

2.12. Densità apparente

Tentativi recenti per quantificare l'entità dei cambiamenti nel contenuto di carbonio organico sono basati sulla stima della massa di carbonio per unità di volume di suolo calcolato come prodotto della densità apparente per lo spessore dello strato considerato e naturalmente la concentrazione percentuale di carbonio nello strato considerato.

Cambiamenti proporzionali del contenuto di carbonio nel suolo di solito diminuiscono all'aumentare della profondità del suolo considerato questo perchè gli strati superficiali sono quelli più attivi (la maggiore attività dipende anche dal fatto che questi strati di suolo hanno più sostanza organica fresca, i residui colturali delle colture sono interrati nei primi strati di suolo o restano in superficie). La profondità del suolo da considerare per calcolare i cambiamenti di carbonio può variare molto in funzione della profondità di coltivazione dall'obiettivo e dalla durata dello studio.

La frazione del suolo è particolarmente soggetta a cambiamenti del contenuto di densità apparente in funzione delle lavorazioni e delle piogge.

Quando la concentrazione di carbonio è costante per un dato spessore il quantitativo di carbonio accumulato è funzione solo della densità del suolo.

Specialmente quando si intende studiare il processo di mineralizzazione del carbonio organico nel breve periodo, piccole

variazioni sia nel tempo che nello spazio della densità apparente del suolo, possono modificare sensibilmente il bilancio del carbonio.

Però questo effetto si perde negli studi di lungo periodo, come quelli fatti sinora, in quanto i prelievi di suolo per le analisi di carbonio organico vengono effettuati una sola volta all'anno, alla fine del ciclo colturale.

In generale possiamo dire che all'aumentare del valore della densità apparente per lo stesso strato di suolo aumenta il valore della massa di carbonio.

Pertanto sarebbe auspicabile integrare il dinamismo della densità apparente durante il ciclo colturale, anche nei modelli di simulazione di crescita colturale che si occupano dello studio dei trend del carbonio organico nel suolo.

La versione 4.02 di DSSAT al momento utilizza solo un unico valore di densità apparente e ciò comporta degli errori di sovrastima dei livelli di carbonio organico specialmente per i primi mesi del ciclo vitale delle piante in quanto non si considera l'effetto delle lavorazioni sulla densità apparente, d'altro canto si possono avere delle sottostime nei mesi successivi alle lavorazioni non considerando l'aumento del

valore della densità apparente dovuto all'aumento della compattazione del suolo. Per risolvere questo problema si potrebbe pensare o all'inserimento nel modello di funzioni che possano rendere dinamico tale processo oppure di lavorare periodo per periodo facendo delle analisi di sensitività cambiando i valori della densità apparente e confrontando gli output del carbonio organico ottenuti con le diverse simulazioni del modello con i dati prelevati in campo, che risultano essere sicuramente influenzati da questo fattore.

Naturalmente, oltre che la variabilità temporale della densità apparente dobbiamo considerare anche la variabilità spaziale, intesa come variabilità sia tra i diversi strati di suolo che per strato di suolo.

Nella versione sperimentale, in base a quanto rilevato anche con questo lavoro di tesi è stato preso in considerazione la possibilità di rendere dinamico questo processo in funzione delle lavorazioni e delle piogge che sono i fattori che maggiormente condizionano il processo.

In generale il sistema dovrebbe lavorare in questo modo:

Si lavora in base ai volumi di suolo, i volumi di suolo al tempo uno, dopo una lavorazione devono essere uguali a quelli ottenuti al tempo

due dopo le lavorazioni. Essendo il volume di suolo funzione della densità apparente e della *ticknes* ed essendo queste due inversamente proporzionate, per avere lo stesso valore di massa di suolo nel tempo quello che deve cambiare è la combinazione tra la densità apparente e lo spessore di suolo considerato.

$$DLAYR(L)1 \times BD(L)1 = DLAYR(L)2 \times BD(L)2$$

DLAYR = Ticknes

BD =Bulk density

2.13. Modelli di simulazione

Delle analisi a scala regionale potrebbero essere una buona prospettiva di ricerca per poter quantificare i livelli esistenti di carbonio nel suolo, per predire i cambiamenti in carbonio del suolo in funzione dell'uso del suolo, vedere gli effetti del cambio di uso del suolo ed infine attribuire a tutto ciò eventuali effetti sul cambiamento del clima. Uno strumento di possibile utilizzo per queste analisi è dato dai modelli di

simulazione, per questa analisi si possono utilizzare sia modelli che lavorano su microscala (*ecosystem-level*), quelli su macro-scala.

Il livello di carbonio organico è influenzato da diversi fattori sia climatici che biogeofisici, inoltre, questo fattore è condizionato fortemente dall'uso del suolo ed in particolare dalla conversione di ecosistemi nativi in zone agricole (Post and Mann 1990), entrambi questi fattori ambientale e umani devono essere inseriti nelle metodologie per predire cambiamenti a scala regionale del contenuto di carbonio nel suolo.

Gli *ecosystem models* furono originariamente sviluppati per simulare *ecosystem processes* a scala locale ma sono stati implementati per poter lavorare a scala regionale. I *macro-scale models* sono dei modelli che lavorano su scale definite da griglie di latitudine e longitudine.

2.13.1. *Ecosystem-levels models*

Sono dei modelli che, come abbiamo detto inizialmente, lavoravano a scala ridotta di metro quadro o di ettaro, e che successivamente grazie

a delle implementazioni riescono a lavorare a livello regionale. La maggior parte di questi modelli considera che la decomposizione del carbonio organico è regolata da processi cinetici, come ad esempio il quantitativo di carbonio perso costantemente nell'unità di tempo nelle differenti frazioni della sostanza organica, effetto delle diverse condizioni ambientali in cui si trova il suolo.

Tra i modelli a scala di ecosistema ricordiamo: *Century*, *Rothamsted*, *Linkages*.

- *Century* distingue una frazione metabolica ed una strutturale, sia in superficie che nel suolo, poi la frazione organica nel suolo a sua volta è divisa in attiva, intermedia e passiva, il modello lavora a scala di metro quadro e le principali variabili che lo guidano sono la temperatura e le piogge mensili, la tessitura del suolo ed il contenuto di lignina ed azoto nel suolo e nei residui.
- *Rothamsted* distingue una lettiera facilmente decomponibile ed una resistente, poi biomasse zimogene ed antogene del suolo la frazione umica e la frazione organica inerte. Anche questo modello lavora a scala di metro quadro e le principali variabili

che lo guidano sono temperature e piogge mensili, l'evaporazione, la conducibilità elettrica come misura indiretta del contenuto di argilla, ed il livello di copertura vegetale.

- *Linkages* distingue foglie nella lettiera, la lettiera fine media e massima di residui boschivi ed infine la frazione umica, il modello lavora a scala di 833 metri quadri e le principali variabili che sono alla base del modello riguardano la temperatura, la pioggia, la capacità idrica del suolo e le specie di alberi che compongono il bosco.

2.13.2. Macro-scale models

Questi modelli sono caratterizzati dal fatto di lavorare su scale molto ampie, migliaia di chilometri quadri. Gli obiettivi principali di questi modelli sono quelli di modellare la crescita globale di piante e il flusso netto di carbonio da e per l'ecosistema terrestre. Comparandoli con i modelli a scala di ecosistema precedentemente descritti, questi hanno una struttura più semplice (es meno lettiera e componenti del suolo) ed inoltre utilizzano dei tassi di decomposizione molto generici.

- *TEM* è un modello usato per simulare i flussi di carbonio e azoto a scala continentale e mondiale basato su una scala $0.5*0.5^\circ$ di latitudine e longitudine con risoluzione temporale mensile. Le principali variabili che guidano il processo di decomposizione della sostanza organica sono la temperatura, l'umidità del suolo e la tessitura (il modello considera solo 5 classi tessiturali).
- *Osnabruck* è un modello disegnato per poter definire i livelli di produzione vegetali globali, i livelli ed i flussi di carbonio nella biosfera. La risoluzione spaziale che usa questo modello è $2.5*2.5^\circ$ gradi di latitudine e longitudine, la scala temporale è annuale. Il modello considera lettieri composte da residui erbacei e forestali

La scelta di modelli a scala di ecosistema per analizzare fenomeni a scala regionale dipende dal grado di aggregazione tra i dati di input a disposizione sia a livello temporale che spaziale e le richieste del modello.

Il problema dell'applicabilità di modelli di simulazione a scala di ecosistema per effettuare analisi a scala regionale sta nel fatto che questi modelli sono basati su una assunzione di omogeneità spaziale, dove la grandezza dell'errore, dovuto alle relazioni non lineari che il modello usa, non è alto. Se dovessimo cambiare scala di riferimento naturalmente la grandezza dell'errore crescerà, per cui è di fondamentale importanza prima di utilizzare questi modelli per questo tipo di analisi esaminare come il modello reagisce a questa modifica. Esempi di equazioni non lineari nei modelli utilizzati per la decomposizione del carbonio presente nel suolo possono essere: l'effetto della tessitura sulla stabilizzazione del carbonio e l'effetto della temperatura sul processo di decomposizione della sostanza organica.

Nell'approccio modellistico, si studiano i tassi di cambiamento da una forma di carbonio ad un'altra e da un comportamento ambientale ad un altro, facendo riferimento al dinamismo del carbonio organico ed al ciclo del carbonio. In questo metodo possiamo distinguere il carbonio in frazioni in base alla loro reattività, in genere i modelli distinguono tre pool di frazione organica, quella attiva con un *turnover* inferiore a

10 anni, una intermedia compresa tra 100 e 1000 anni ed una passiva o recalcitrante maggiore di 1000 anni. Con questo metodo il problema è che queste frazioni di sostanza organica fanno riferimento a delle definizioni concettuali, ma che non possono essere isolate meccanicamente in natura mediante procedure fisiche o chimiche. La conoscenza delle diverse frazioni ci permetterebbe di scegliere pratiche gestionali più appropriate in differenti sistemi colturali.

2.13.1.1. Routine di *Century* in DSSAT

Diversi tipi di modelli sono stati utilizzati per poter rappresentare dei cambiamenti di lungo termine per l'azoto organico e per il carbonio organico es Jenny 1941 utilizzò un modello con una variabile di stato singola per poter definire il declino dei livelli di azoto organico (NO) e di carbonio organico (CO) nei suoli coltivati. In Campbell et al nel 1978 si incrementò questo approccio dividendo la sostanza organica in due differenti comparti, che includono la frazione stabile e quella labile con un *turnover* rispettivo di 53 e 1429 anni. Van Veen e Paul nel 1981 incrementarono ulteriormente i modelli di simulazione del

carbonio organico dividendo i residui colturali in due frazioni, quella strutturale difficile da decomporre e quella metabolica facilmente decomponibile, inoltre, inserirono un concetto di sostanza organica fisicamente protetta, dove la sostanza organica fisicamente protetta è sottoposta ad un processo di decomposizione più lento di quella non fisicamente protetta (Parton 1987).

Century è stato creato sulla base dei concetti usati da Paul and Van Veen 1978, tranne per quanto riguarda i concetti della sostanza organica protetta e non. Il modello è stato validato comparando le simulazioni del ciclo del carbonio, dell'azoto e la produzione delle piante, con valori mappati di 24 siti.

Century è un modello che riesce a simulare la dinamica del carbonio organico, dell'azoto, del fosforo e dello zolfo per differenti sistemi suolo – pianta. Il modello può simulare il dinamismo di tappeti erbosi, di zone agricole, di foreste e della savana.

Il sub-modello che descrive e simula l'andamento del carbonio organico, dell'azoto, del fosforo e dello zolfo in funzione della

composizione della lettiera e dei differenti *pools* organici ed inorganici presenti nel suolo.

Gli *input* del modello sono i seguenti:

1. temperatura dell'aria, media, minima e massima
2. precipitazioni mensili
3. contenuto di lignina nelle piante
4. contenuto di azoto, fosforo e zolfo nelle piante
5. tessitura del suolo
6. livelli degli input di azoto nell'atmosfera e nel suolo
7. livelli iniziali di azoto, carbonio, fosforo e zolfo nel suolo

Il processo di decomposizione dei residui colturali e della sostanza organica si assume che sia mediato dall'attività microbica con una conseguente perdita di anidride carbonica. Il tasso di decomposizione potenziale di ogni pool di sostanza organica è ridotto o incrementato da un fattore moltiplicativo, il *DFAC*, che è funzione dei livelli di umidità e temperatura del suolo, invece, è incrementato da un altro fattore il *CLTEFF(cult)* che fa riferimento alla coltivazione eventualmente presente in campo.

Il modello assume che il contenuto di carbonio organico presente nel suolo è funzione del quantitativo di biomassa che annualmente ritorna al suolo. Il modello è in grado di simulare la produzione di biomassa e di convertire questa in carbonio organico sotto determinate condizioni climatiche, usando un particolare tipo di suolo e determinate pratiche gestionali.

Nel modello la decomposizione della sostanza organica è influenzata dal tipo di suolo, dalle sue proprietà fisico chimiche, dal livello di lignina contenuto nei residui della biomassa interrata e dall'effetto di alcune pratiche agricole.

Il modello focalizza la sua attenzione sul carbonio organico in quanto è un elemento che è centrale nei cicli degli elementi nutritivi della pianta, influenza le relazioni con l'acqua e l'erosività potenziale dei suoli, inoltre, è un fattore principale nella determinazione della struttura del suolo (Tisdale, 1982).

Il diagramma di flusso del modello può essere riassunto in Figura 6.

Il modello contiene tre frazioni di *soil organic matter*, la prima detta attiva (SOM *Active*) costituita da popolazione microbica e ad prodotti microbici insieme a sostanza organica con un breve *turnover* 1-5 anni; la seconda frazione detta lenta o intermedia (SOM *Slow*), caratterizzata da una sostanza organica meno facilmente decomponibile di quella contenuta nel pool attivo con un *turnover* di 20-40 anni, infine abbiamo la frazione passiva (SOM *Passive*) caratterizzata da frazioni recalcitranti della sostanza organica fisicamente e chimicamente stabilizzate, che hanno un *turnover* di 200-2000 anni. Inoltre, i residui colturali (sia biomassa aerea che radicale) sono divisi in due *pools* quello metabolico e quello strutturale con dei tempi di decomposizione diversi rispettivamente 0.1-1 e 1-5 anni (questi *pools*, possono essere sia superficiali che incorporati nel suolo) (Parton 1998).

Il rapporto lignina–azoto stabilisce la differenziazione tra frazione metabolica o strutturale.

Il modello assume che i microbi non utilizzano la lignina per la loro crescita per cui la lignina viene direttamente trasferita nel pool della frazione organica lenta.

La formula generale per determinare il processo di decomposizione di ogni variabile di stato inclusa nel sistema:

$$dC_i/dT = K_i \times M_d \times T_d \times C_i$$

C_i il livello di carbonio nella variabile di stato considerata.

Le variabili di stato considerate dal modello sono 7

1. lettiera superficiale strutturale
2. lettiera superficiale metabolica
3. lettiera strutturale presente nel suolo
4. lettiera metabolica presente nel suolo
5. SOM *active*
6. SOM *slow*
7. SOM *passive*

K_i : è il tasso di decomposizione massimo della i -esima variabile per settimana:

K_1 0.067

K2 0.28

K3 0.094

K4 0.035

K5 0.14

K6 0.0038

K7 0.0013

Md: decomposizione dovuta al fattore umidità questo fattore in altre parole è l'effetto delle piogge mensili rispetto al tasso di evapotraspirazione sulla decomposizione.

Td effetto della temperatura media mensile del suolo sulla decomposizione

Il processo di decomposizione in funzione della temperatura del suolo raggiunge il picco massimo intorno ai 30 35°C, per quanto riguarda invece il processo di decomposizione in funzione del rapporto piogge mensili evapotraspirazione, questa cresce proporzionalmente al crescere del valore di questo rapporto.

Nella prima versione del modello il tasso di decomposizione della frazione attiva della sostanza organica e quindi il flusso del carbonio

organico derivante era funzione della tessitura del suolo. Nelle versioni successive del modello anche il flusso di carbonio derivante dalla frazione intermedia e dalla passiva sono condizionati dalla tessitura del suolo. Inoltre, il tasso di decomposizione della lettiera superficiale è inferiore del 20% di quella incorporata nel suolo, ciò perchè si suppone che le condizioni di decomposizione nel suolo siano favorevoli rispetto a quelle fuori.

La divisione dei residui colturali tra frazione metabolica e strutturale è effettuata utilizzando la seguente equazione:

$$FM = 0.85 - 0.018 \times L/N$$

FM è la *metabolic fraction*

Secondo questa equazione se il rapporto L/N (lignina su azoto presente nei residui colturali) è alto il valore della frazione metabolica decresce, ciò in altre parole significa che se il contenuto di lignina nei residui è alto il rapporto L/N è alto e la degradabilità di questi residui risulta essere più lenta.

D'altro canto l'FS *structural fraction* è ottenibile dalla seguente equazione $FS = 1 - FM$ ed il trend è l'inverso di quanto mostrato nell'FM, quindi all'aumentare del L/N aumenta la frazione strutturale. Per la determinazione dei tassi di decomposizione delle frazioni strutturali della lettiera in superficie e di quella nel suolo, il modello usa le seguenti equazioni:

2.13.1.1.1. Frazione strutturale e metabolica in superficie

$$K1a = K1 \times \exp(-3.0 \times Ls)$$

K1 tasso massimo di decomposizione

Ls lignina strutturale presente nel residuo

Da cui si ricava che il *Total carbon flow* della frazione strutturale della lettiera superficiale derivante è:

$$TCFLOW = STRUCC(SRFC) \times DEFAC(SRFC) \times DECSTR(SRFC) \times CULSTR(SRFC) \times EXP - LIGSTR(SRFC) \times FRLSTR(SRFC)$$

dove:

STRUCC(SRFC) la frazione strutturale superficiale

DEFAC(L) fattore che condiziona il processo di decomposizione dovuto dall'effetto combinato della temperatura del suolo e della umidità del suolo.

DECSTR(SRFC) tasso giornaliero di decomposizione della frazione interessata

CULSTR(SRFC) fattore legato all'effetto della coltivazione sul processo di decomposizione

$$\text{EXP} - \text{LIGSTR}(\text{SRFC}) \times \text{FRLSTR}(\text{SRFC}) = \text{K1a} = \text{K1} \times \exp(-3.0 \times \text{Ls})$$

Perchè $\text{LIGSTR}(\text{SRFC}) = 3$

Il passaggio dalla frazione strutturale superficiale alla SOM2 è regolata da questa equazione che tiene in considerazione il fatto che tutta la frazione lignica della componente strutturale superficiale viene trasferita nella SOM2

$$\text{CFSTRS2}(\text{SRFC}) = \text{TCFLOW} \times \text{FRLSTR}(\text{SRFC})$$

Le perdite per respirazione della frazione strutturale della frazione lignica sono date invece da

$$\text{CO}_2 \text{FSTR}(\text{SRFC}, \text{LIG}) = \text{CFSTRS2}(\text{SRFC}) \times \text{CO}_2 \text{STR}(\text{SRFC}, \text{LIG})$$

Il passaggio invece della frazione non lignica della componente superficiale strutturale verso la SOM1 segue questa equazione:

Frazione metabolica superficiale del suolo

$$\text{TCFLOW} = \text{METABC}(\text{SRFC}) \times \text{DEFAC}(\text{SRFC}) \times \text{CULMET}(\text{SRFC}) \times \\ \times \text{DECMET}(\text{SRFC})$$

Le perdite per respirazione sono calcolate nel seguente modo

$$\text{CO}_2\text{FMET}(\text{SRFC}) = \text{TCFLOW} \times \text{CO}_2\text{MET}(\text{SRFC})$$

per cui il flusso di carbonio che si muove dalla frazione metabolica superficiale e la SOM1 è data da

$$\text{CEMETS1}(\text{SRFC}) = \text{TCFLOW} - \text{CO}_2\text{FMET}(\text{SRFC})$$

2.13.1.1.2. Frazione strutturale e metabolica nel suolo

$$\text{TCFLOW} = \text{STRUCC}(\text{L}) \times \text{DEFAC}(\text{L}) \times \text{DECSTR}(\text{L}) \times \text{CULSTR}(\text{L}) \times \\ \times \text{EXP} - \text{LIGSTR}(\text{SRFC}) \times \text{FRLSTR}(\text{SRFC})$$

$$\text{CFSTRS2}(\text{L}) = \text{TCFLOW} \times \text{FRLSTR}(\text{L})$$

$$\text{K3a} = \text{K3} \times \exp(-3.0 \times \text{LS})$$

K3 tasso massimo di decomposizione

Ls lignina strutturale presente nel residuo

Secondo queste equazioni l'aumentare del contenuto di lignina nella frazione strutturale provoca una riduzione progressiva del tasso di decomposizione dei residui, questo come conseguenza del fatto che all'aumentare del contenuto di lignina del substrato rende più difficile da parte dei microbi il processo di decomposizione.

Il modello simula il contenuto di lignina nelle radici e nella parte aerea delle piante in funzione del livello di piovosità dell'area secondo le seguenti equazioni:

$$La = 2 + 0.12 \times PPT$$

$$Lr = 26 - 0.15 \times PPT$$

Secondo queste equazioni all'aumentare della piovosità cm di pioggia aumenta il contenuto di lignina nella frazione aerea dei residui, invece diminuisce nel caso delle radici.

Il modello assume che la tessitura del suolo influenza il tasso di decomposizione della frazione attiva della sostanza organica ed inoltre l'efficienza della stabilizzazione della SOM *active* in SOM *slow*.

$$K5a = K5 \times (1 - 0.75 \times T)$$

$K5$ = tasso massimo di decomposizione

$T = \text{tessitura limo} + \text{argilla}$

Secondo questa equazione all'aumentare del contenuto di limo + argilla il tasso di decomposizione decresce, ciò è relazionato con alcune evidenze di laboratorio, che definisco fondamentalmente un effetto protettivo contro la decomposizione della sostanza organica.

Invece, per quanto riguarda l'efficienza della stabilizzazione della SOM *active* nella SOM *slow*, questa decresce all'aumentare del contenuto di limo + argilla nella tessitura del suolo

$$E_s = (0.85 - 0.68 \times T)$$

Il tasso di decomposizione della frazione passiva della sostanza organica non può essere misurato in quanto occorrono periodi di *turnover* molto lunghi.

Il valore del tasso di decomposizione e dei parametri che controllano la formazione della SOM passive furono stimati utilizzando a *systematic model-tuning*, dove i parametri furono adattati a dati osservati di SOM di diversi siti dal Colorado al Kansas.

Il modello crea diversi flussi di carbonio in funzione dei passaggi della sostanza organica tra le diverse frazioni.

SOM1 frazione attiva della sostanza organica, qui arriva il carbonio proveniente dalle frazioni strutturali e metaboliche sia superficiali che da quelle nel suolo, successivamente questi prodotti vengono attaccati dalla microflora terricola dando luogo a processi di decomposizione con liberazione di anidride carbonica. La lignina è un prodotto che i microbi non possono usare direttamente come sorgente energetica quindi viene direttamente trasferita ai *pools* di sostanza organica più stabili, dove i processi di decomposizione sono più lenti. Il modello definisce come flusso di carbonio totale il seguente prodotto:

$$\text{TCFLOW} = \text{SOM1(L)} \times \text{DEFAC(L)} \times \text{DECS1(SOIL)} \times \text{CULS1(L)} \times \text{TXS1(L)} \\ \times \text{DMOD}$$

dove:

SOM1 è la quantità di carbonio presente già in quella frazione

$\text{DEFAC} = \text{TFSOM} \times \text{WFSOM}$ è un parametro moltiplicativo che tiene in considerazione degli effetti della temperatura del suolo e dell'umidità del suolo per ogni strato di suolo. Questi due fattori influenzano direttamente il processo di decomposizione del carbonio organico presente nel suolo.

DECSI è il tasso di decomposizione massimo di quella frazione di sostanza organica

CUL è un fattore legato alla coltura

TXSI è la frazione di carbonio organico che viene spostato in SOM2

DMOD o *SLNF* fattore di mineralizzazione presente nel soil file.

Questo parametro è un fattore moltiplicativo che ha un range di valori compresi tra 0 ed 1, lavorare con un valore di 1 significa assumere indirettamente che stiamo lavorando con i valori di decomposizione default del modello per ogni frazione, invece, se si sceglie di utilizzare valori inferiori ad uno significa apportare una riduzione di pari valore degli indici di decomposizione di default del modello. Visto che al momento non esiste una metodologia che ci permetta di poter effettuare la calibrazione di questo parametro, quello che si potrebbe consigliare agli utilizzatori del modello o dei modelli che prevedono tale parametro è di utilizzare valori di *SLNF* pari a uno, perchè gli indici di decomposizione che il modello utilizza, sono qualcosa che è stato misurato in laboratorio e di cui si è sicuri. Un'operazione possibile per settare questo parametro ad una determinata area di

analisi potrebbe essere quella di far girare il modello con gli indici di decomposizione di default e se nell'ipotesi in cui si dovessero verificare delle sovrastime tra gli output ottenuti ed i dati misurati, (considerando però di aver utilizzato i valori iniziali e stabili di SOM *fractions* tipici per quel suolo in esame), modificare il parametro spostandolo da uno verso zero.

In generale possiamo dire che ogni volta che c'è un passaggio di carbonio organico da una frazione ad un'altra c'è liberazione di CO₂, queste perdite possono essere considerate moltiplicando il valore del flusso di carbonio interessato nella transazione tra le 2 frazioni interessate e la percentuale di anidride carbonica liberabile in quella transazione. Il modello calcola queste perdite nel seguente modo:

$$CO_2FS1 = TCFLOW \times CO_2S1$$

CO₂S1 indica la quantità di anidride carbonica persa dalla SOM1

Nel passaggio della SOM1 alla SOM3 avremo che

Il flusso di carbonio sarà calcolato in questo modo:

$$CFS1S3 = TCFLOW \times S1S3(L)$$

$$S1S3(L) = S1S3I + S1S3S \times (CLAY(L) / 100)$$

$S1S3I = 0.03$ (I = intercetta dell'equazione tra contenuto di SOM e tessitura)

$S1S3S = 0.032$ (S pendenza dell'equazione tra contenuto di SOM e tessitura)

Il passaggio della SOM1 alla SOM2 è definito dalla seguente equazione:

$$CFS1S2(L) = TCFLOW - CO_2FS1(L) - CFS1S3(L)$$

Passando invece alla SOM2 il calcolo del flusso di carbonio per questa frazione di sostanza organica nel suolo segue la seguente equazione:

$$TCFLOW = SOM2(L) \times DEFAC(L) \times DECS2(SOIL) \times CULS2(L) \times DMOD$$

Le perdite di respirazione, invece

$$CO_2FS2 = TCFLOW \times CO_2S2$$

Il passaggio della SOM2 in SOM3 è determinato da questa equazione:

$$CFS2S3 = TCFLOW \times S2S3(L)$$

dove:

$$S2S3(L) = S2S3I + S2S3S \times (CLAY(L)/100)$$

$S2S3I = 0.003$ (I = intercetta dell'equazione tra contenuto di SOM e tessitura)

$S2S3S = 0.009$ (S pendenza dell'equazione tra contenuto di SOM e tessitura)

Il passaggio della SOM2 in SOM1 è dato da

$$CFS2S1 = TCFLOW - CO_2FS2 - CFS2S3$$

Quindi il modello prima calcola il quantitativo di SOM2 che va verso la SOM3 moltiplicando il flusso di CO della SOM2 per $S2S3(L)$ che rappresenta il tasso di carbonio che viene traslocato da SOM2 a SOM3 e poi quello che va alla SOM1 e che tiene in considerazione anche le perdite di carbonio sotto forma di anidride carbonica (n.b. queste perdite sono totali e tengono conto sia della CO_2 persa da SOM2 verso SOM 3 che da SOM2 verso SOM1)

Per la SOM3 il flusso di carbonio organico viene calcolato nel seguente modo:

$$TCFLOW = SOM3(L) \times DEFAC(L) \times DECS3(SOIL) \times CULS3(L) \times DMOD$$

Le perdite per respirazione $CO_2FS3 = TCFLOW * CO_2S3$

Nel passaggio dalla SOM3 alla SOM1 il quantitativo di carbonio che si muove è regolato dalla seguente equazione:

$$CFS3S1 = TCFLOW - CO_2FS3$$

Per quanto riguarda l'azoto il modello assume che si parli di mineralizzazione per tutti i processi di decomposizione che avvengono a scapito delle tre frazioni organiche delle attiva passiva ed intermedia, invece di immobilizzazione con la decomposizione della frazione strutturale dei residui freschi.

Nel primo caso si ha assieme alla liberazione di CO₂ anche la mineralizzazione rilascio di N. nel secondo caso l'N viene immobilizzato della microflora terricola come fonte di energia per poter degradare i residui colturali. I livelli di azoto liberati nel suolo in seguito ai processi di decomposizione della sostanza organica dipendono da dei valori di C/N del suolo. Al momento il modello utilizza diversi *range* di C/N che tengono in considerazione del livello iniziale di carbonio nel suolo considerato e del livello di azoto minerale tipico di quel suolo. Nell'utilizzazione del modello sono state rilevate delle restrizioni dovute al fatto che furono impostate misure

protettive secondo le quali valori di C/N inferiori a quelli settati nel modello non potevano essere utilizzati, al fine di evitare che si abbiano valori negativi, inoltre il modello lavora con dei valori di C/N iniziali che sono la media del *range* considerato, e questo è un problema specialmente per le sperimentazioni di carbonio organico di breve durata, perchè il modello non ha il tempo di poter assorbire l'effetto dovuto al fatto che il valore del C/N è più alto di quello che realmente è stato misurato in campo. Nella nuova versione abbiamo modificato questa metodologia di lavoro, permettendo all'utilizzatore che avesse a disposizione dati di carbonio organico e di azoto minerale ed organico da poter settare il modello sulle caratteristiche tipiche del suolo utilizzato direttamente dall'inizio.

La vecchia procedura come potrete vedere nei risultati che riporteremo successivamente mostrano una sottostima costante dei valori di azoto organico simulato dal modello per tutti i punti analizzati, ma il trend dei dati segue lo stesso andamento.

Inoltre è in corso d'opera un processo di calibrazione dei parametri di inizializzazione del modello che partono dalla determinazione delle

SOM *fractions* stabili iniziali per ogni classe tessiturale di suolo, ed essendo il livello di azoto completamente condizionato dal livello di carbonio ottenuto da qui si potrà passare alla calibrazione dei valori di C/N da utilizzare per ogni tipo di suolo.

2.14. DSSAT v4.02

Partendo dal presupposto che i modelli di simulazione sono degli strumenti errati e che alcuni sono utili (Box, 1976 & Jones, 2004).

Possiamo dire che i modelli di simulazione non sono degli strumenti che ci permettono a pieno di poter sostituire le sperimentazioni ed i monitoraggi a pieno, ma li dobbiamo considerare come degli strumenti utili per incrementare l'efficienza della ricerca e per organizzare dei sistemi complessi.

I modelli, inoltre, non devono essere visti come macchine della verità ma come strumenti che ci permettono di migliorare giudizi e intuizioni.

DSSAT è stato disegnato per poter permettere agli utilizzatori di poter adattare e valutare il modello alle proprie condizioni di studio, ad

incorporare i propri dati in un formato standard e ad aiutare ricercatori agronomici nella comprensione delle interazioni che avvengono in campo.

2.14.1. Applicazioni

Il modello ha diverse applicazioni, qui di seguito ne elenchiamo alcune:

1. Diagnosi di problemi
2. Agricoltura di precisione
 - a. Diagnosi di fattori che causano le variazioni delle produzioni
 - b. Prescrivere variabilità spaziali delle operazioni colturali
3. Scelta delle migliori pratiche agricole in funzione di previsioni climatiche
4. Gestioni idriche
5. Gestione della fertilità del suolo
6. Immobilizzazione del carbonio
7. Effetti dovuti ai cambiamenti di uso del suolo
8. Effetti del cambiamento del clima

2.14.2. Struttura del modello

DSSAT è una collezione di programmi indipendenti che operano contemporaneamente (Figura 7). Esistono sei *databases* che contengono informazioni sul clima, sul suolo, sulle condizioni degli esperimenti, sui dati misurati e sul genotipo delle piante a cui si fa riferimento.

Esistono nel modello dei software che permettono di poter mettere a confronto gli output ottenuti dalle simulazioni con i dati misurati in possesso, utili per poter definire degli intervalli di confidenza tra i dati ed eventualmente per poter scegliere di effettuare delle implementazioni (Uehara, 1989; Jones et al., 1998).

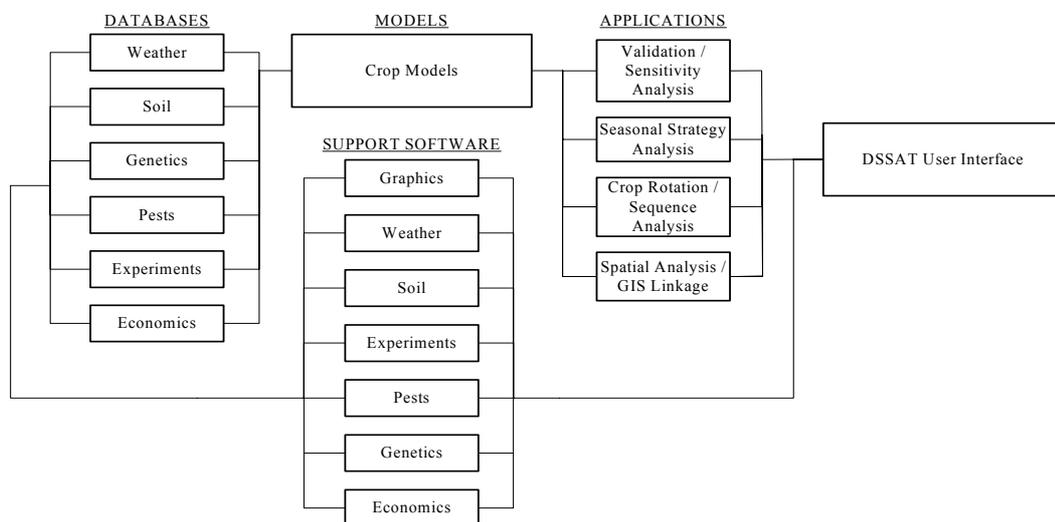


Fig. 7 diagramma di flusso di DSSAT contenente i databases, le applicazioni ed i software di supporto

Inoltre, i programmi contenuti in DSSAT permettono all'utilizzatore di simulare gli effetti negli anni di diverse pratiche gestionali, in modo tale da poter effettuare delle analisi dei rischi associata a ciascuna di esse.

La prima versione di DSSAT rilasciata è stata la 2.1 nel 1989, ulteriori modifiche vennero riportate nella versione 3.0 nel 1994 e così via fino ad oggi dove l'ultima versione rilasciata in commercio è la 4. (Tsuji et al., 1994 e 1998).

La nuova versione del modello contiene 16 colture derivate dall'ultima versione di DSSAT CROPGRO e CERES (mais, grano, patata, pomodoro.....).

DSSAT è costituito da un programma centrale, un *land unit module* e dei moduli per i componenti principali (Figura 8).

I modelli principali sono quelli che gestiscono le informazioni climatiche, del suolo, delle colture, delle pratiche gestionali. Collettivamente questi elementi descrivono le variazioni delle variabili considerate nel tempo e nell'area considerata.

Ogni modello ha sei operazioni, *run initialization, season initialization, rate calculations, integration, daily output, and*

summary output.

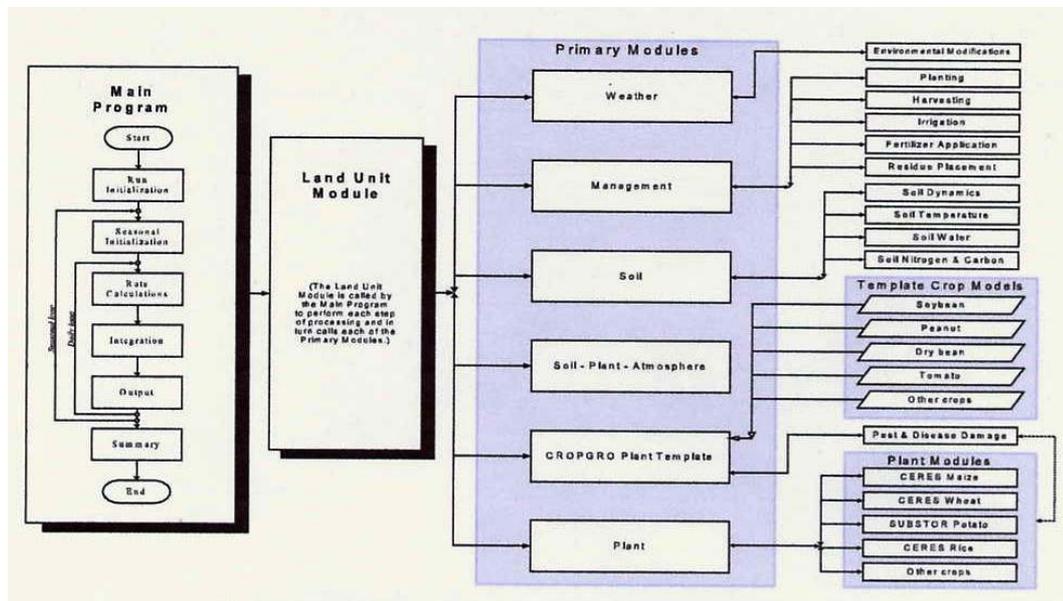


Fig. 8 componenti e struttura molecolare di DSSAT-CSM Jones 2003

2.14.3. Obiettivi del modello:

1. Poter simulare sistemi in monosuccessione o in rotazione considerando il clima, il genotipo, l'umidità del suolo, il livello di carbonio e azoto nel suolo e le pratiche gestionali per ciascuna località considerata.
2. Cercare di creare una piattaforma che permetta un facile incorporazione di moduli che definiscono altri processi biotici o abiotici, come il modello del fosforo e la routine delle patologie.

3. Provvedere ad una piattaforma che permetta di poter comparare semplicemente diverse moduli integrati nel modello, al fine di decidere quello che si adatti meglio all'ambiente e magari poter suggerire delle implementazioni e delle documentazioni.
4. Creare una struttura modulare ben documentata e facilmente implementabile.

2.15. Azoto nel suolo

L'azione dell'azoto minerale sulla crescita della biomassa aerea delle colture è comprovata da molti anni, e la risposta delle piante alle applicazioni di fertilizzanti azotati è immediata, a differenza di quanto accade con le applicazioni di concimi fosforici.

Sulla base di queste osservazioni i livelli di azoto utilizzati per le fertilizzazioni sono aumentati enormemente a livello mondiale nell'ultimo secolo. Da quanto riportato in Bumb 1995 i consumi di concimi azotati sono incrementati dal 1960, dove i livelli registrati erano intorno ai 9.5 milioni di tonnellate, al 1990 dove i livelli registrati risultavano essere di 79.2 milioni di tonnellate.

2.15.1. Mineralizzazione dell'azoto nel suolo

Per definizione il processo di mineralizzazione dell'azoto viene definito, come quel processo secondo il quale dall'azoto organico viene ottenuto azoto minerale, sia sotto forme ammoniacali, che nitriche (Jansson et al, 1982). Questo processo è coadiuvato dall'azione di microrganismi presenti nel suolo che utilizzano come fonte energetica l'azoto organico presente nel suolo (Tisdale et al., 1985).

Di solito il processo di mineralizzazione è associato ad un altro processo a cui l'azoto è legato, la nitrificazione in questo processo l'azoto sotto forma ammoniacale viene convertito in forma nitrica.

Il processo di mineralizzazione dell'azoto si sviluppa in tre *steps*. Il primo è il processo di ammonizzazione che include la rottura delle proteine con conseguente rilascio di ammine e di amminoacidi in esse contenute e di minerali ad essi legati.

La seconda tappa del processo è l'ammonificazione che comprende quei processi di decomposizione delle ammine e degli amminoacidi che portano alla liberazione dell'ammonio

La terza tappa è rappresentata dal processo di nitrificazione, dove l'ammonio ottenuto in precedenza viene sottoposto a dei processi di ossidazione per l'ottenimento della forma nitrica dell'azoto (Schmidt, 1982).

A sua volta il processo di nitrificazione ha due sub processi, il primo facilitato dall'azione di batteri autotrofi obbligati conosciuti come Nitrosomonas, questi batteri condizionano il processo di nitrificazione, convertendo l'azoto dalla forma ammoniacale in azoto nitroso.

Il secondo processo di nitrificazione, comporta la conversione dell'azoto dalla forma nitrosa a quella nitrica, questo processo di ossidazione è coadiuvato dalla presenza di un'altra popolazione batterica, anche questa autotrofa obbligata conosciuta come Nitrobacter (Tisdale et al., 1985).

2.15.2. Immobilizzazione dell'azoto

Il processo di immobilizzazione essenzialmente è l'opposto del processo di mineralizzazione visto in precedenza.

Esso è definito come il processo che porta dall'azoto minerale all'azoto organico (Jansson et al, 1982). Questo processo avviene quando nel suolo vengono incorporati residui con basso livello di azoto. La popolazione microbica in seguito all'incorporazione dei residui nel suolo aumenta in quanto aumentano le riserve alimentari nel suolo. Questo incremento della popolazione microbica comporta una riduzione delle riserve di azoto disponibile nel suolo, con conseguente incorporazione di questo azoto in molecole organiche microbiche. Il risultato di questa azione è che si riduce l'azoto disponibile per le piante, in quanto i microbi lo immobilizzano. Quindi non è possibile neanche la decomposizione della sostanza organica.

In generale se le riserve di azoto nel suolo sono alte i microbi hanno abbastanza nutrimento e possono utilizzare le loro energie per poter decomporre la sostanza organica altrimenti se il livello di azoto è basso lo immobilizzano in forme più complesse e stabili che fanno parte della loro composizione cellulare.

2.15.3. Fattori che condizionano la mineralizzazione

Ci sono numerosi fattori che condizionano il processo di mineralizzazione dell'azoto. Questi fattori riguardano, la qualità dei residui, le condizioni climatiche e le proprietà del suolo.

2.15.3.1 Qualità dei residui

L'espressione residui di qualità ha diversi significati ed è stata utilizzata in diversi modi. A volte definisce la degradabilità di un sostanza e a volte il contenuto di nutrienti contenuti nel materiale (Whitmore et al, 1997). In questo lavoro di tesi noi considereremo la qualità dei residui in funzione al livello di azoto nei residui e quindi non faremo riferimento solo alla capacità degradativa dei residui stessi, ma alla capacità di rilasciare azoto disponibile per le piante. Residui ricchi di glucosio, sono altamente degradabili, ma non incrementano il livello di azoto nel suolo e quindi non condizionano il livello di fertilità di quest'ultimo.

La composizione chimica dei residui organici è uno dei fattori che maggiormente condiziona il tasso di mineralizzazione dell'azoto. Uno

dei fattori chiave è il rapporto carbonio azoto, materiali con un C/N inferiore a 20 rilasciano immediatamente azoto al suolo; materiali con un C/N compreso tra 20-30 inizialmente non sono ne coinvolti nei processi di immobilizzazione e ne in quelli di mineralizzazione, invece quelli con un C/N maggiore di 30 inducono dei processi di immobilizzazione dell'azoto.

Da una comparazione tra diversi tipi di residui con diversi rapporti C/N risultò chiaro che in funzione del valore del contenuto di carbonio rispetto al contenuto di azoto in quel particolare residuo si potevano indurre fenomeni di mineralizzazione o di immobilizzazione, un esempio di quanto detto lo si può ritrovare nella sperimentazione condotta da Sakala et al., 2000 dove si misero a confronto, foglie verdi di *Cajanus cajan* una leguminosa tropicale, con un C/N di 14 con le stesse foglie ma secche che avevano un C/N di 24 ed infine con delle stoppie di mais con un C/N di 60-75, fu dimostrato che le foglie fresche mostravano una mineralizzazione spinta, le foglie senescenti mostravano, invece, un breve periodo di immobilizzazione (14-28gg).

Le stoppie di mais mostravano un immobilizzazione molto lunga superiore a 130 gg.

Applicazioni di azoto di solito vengono apportate quando alti quantitativi di residui con alti rapporti di C/N vengono incorporati nel suolo. L'aggiunta di azoto sotto forma di fertilizzante ha l'obiettivo di poter sopperire alle necessità di azoto per ridurre il rapporto C/N nel suolo ed eventualmente incentivare il processo di mineralizzazione dei residui incorporati.

Oltre che il valore del rapporto C/N nei residui e nel suolo si deve considerare il valore del pH del suolo infatti facendo riferimento a quanto osservato da Clay et al, (1990), se il livello del pH nel suolo è basso, fertilizzazioni azotate non hanno nessun effetto sul processo di mineralizzazione. Ciò significa che in suoli con dotazioni di azoto non limitanti ma con pH basso, il processo di mineralizzazione dei residui incorporati è lento e quindi, non è condizionato dal livello di azoto.

La presenza, inoltre, di sostanze recalcitranti nel suolo come per esempio lignina e polifenoli potrebbero affettare il tasso di mineralizzazione dei residui organici. Di solito i tassi di

mineralizzazione decrescono all'aumentare della loro concentrazione nel substrato, in parte ciò è dovuto al fatto che questi materiali hanno un alto contenuto di carbonio ed un basso livello di azoto. Oltre che al C/N dobbiamo considerare per descrivere il processo di mineralizzazione anche il L/N che è il rapporto lignina azoto, che indirettamente definisce il livello di componenti recalcitranti con bassa attitudine ad essere decomposti (Mueller et al., 1998).

2.15.3.2. Temperatura del suolo

La temperatura del suolo gioca un ruolo molto importante nella decomposizione della sostanza organica nel suolo e quindi nella mineralizzazione dell'azoto. La temperatura ottimale per il processo di decomposizione della sostanza organica è compreso tra 25-35°C, temperature superiori a 55°C inibiscono invece il processo.

Basse temperature del suolo possono condizionare maggiormente il processo di decomposizione dei residui recalcitranti che non quelli facilmente decomponibili (Andersen et al, 2001).

2.15.3.3. Aerazione del suolo, livelli di umidità e tessitura

Il livello di area tellurica nel suolo è funzione delle lavorazioni, del livello di strutturazione del suolo e del livello di sostanza organica nel suolo. Questo fattore è di fondamentale importanza per il processo di decomposizione della sostanza organica presente nel suolo operata dalla microflora terricola.

Per quanto riguarda i livelli di umidità nel suolo possiamo dire in generale che eccessi idrici nel suolo inducono processi anaerobici che riducono l'ammonizzazione e l'ammonificazione e bloccano la nitrificazione (Schomberg et al., 1994). Condizioni di saturazione idrica nei suoli comportano anche perdite di azoto in seguito allo svilupparsi di processi di denitrificazione. I livelli idrici ottimali nei suoli affinché il processo di decomposizione sia attivo risulta essere leggermente al di sotto della capacità di campo (Prasad et al, 1997). Prove di irrigazione di suoli secchi hanno dimostrato l'effetto dell'apporto di acqua non la mineralizzazione (Schomberg et al., 1994).

2.15.3.4. Sincronizzazione della mineralizzazione con la richiesta di azoto da parte delle piante.

Per poter gestire delle buone pratiche agricole sarebbe opportuno considerare i processi di immobilizzazione, di mineralizzazione in correlazione alle domande di azoto da parte delle piante.

Monitorare e controllare con appropriate tecniche questi processi è di fondamentale importanza per ottenere delle pratiche agricole a basso impatto ambientale.

Più in dettaglio, relazionando le disponibilità di azoto in funzione delle reali esigenze delle piante si potrebbero scegliere quelle tecniche appropriate come scelta dei residui colturali con un determinato C/N o apporto di azoto sotto forma minerale, per poter incentivare o meno la decomposizione dei residui ed il conseguente rilascio di azoto nella soluzione circolante del suolo.

Inoltre in questo modo si potrebbero risolvere altri 2 fattori di rilevante importanza, quali riduzione delle perdite per lisciviazione specialmente nei periodi in cui le esigenze della pianta non sono alte (inizio ciclo colturale), aumentando l'immobilizzazione dell'azoto con

residui ad alto C/N e ridurre sprechi economici dovuto ad apporti eccessivi di azoto con fertilizzanti.

3. Obiettivi principali del lavoro

1. Analizzare gli andamenti del carbonio organico, dell'azoto organico, della biomassa aerea di una cultivar di frumento duro "creso", in funzione di tre differenti residui colturali incorporati con due diverse lavorazioni.
2. Utilizzo di DSSAT con la routine di Century per poter simulare questi processi.

4. Obiettivi secondari proponibili

1. Valutare gli effetti di differenti residui colturali sulla biomassa aerea prodotta e sulla produzione totale di granella.
2. Incrementare gli effetti della fertilizzazione

5. Materiali e Metodi

La prova è stata condotta presso l'azienda sperimentale "Torre Lama" nel Comune di Bellizzi (Salerno) in sud Italia, la zona ha le seguenti coordinate geografiche latitudine 40.63° longitudine 14.88°, a 40 msl.

Dal punto di vista climatico l'area è caratterizzata da 910 mm di pioggia annuali e da temperature medie di 16°C.

Nella presente tesi si fa riferimento al periodo compreso tra luglio 2004 e luglio 2005.

La stagione delle piogge è concentrata durante il periodo compreso tra settembre e maggio con dei picchi in ottobre e febbraio. Nel grafico sottostante è possibile osservare, inoltre, che da luglio a settembre e da metà maggio a luglio, il quantitativo di pioggia è prossimo a zero, ciò significa che si sono verificate condizioni di stress per le piante a causa di carenze idriche, visto che comunque nelle normali pratiche gestionali l'irrigazione non è considerata (Figura 9).

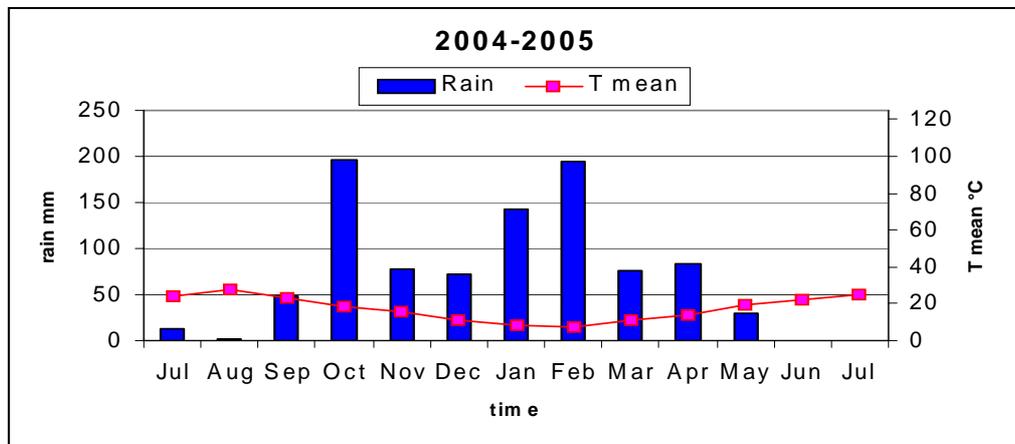


Fig. 9 andamento termopluviometrico annata 2004-2005 azienda sperimentale Torre Lama - Bellizzi – Salerno.

La prova è iniziata nel 2003, sono state considerate due raccolte: luglio 2004 e luglio 2005 per il primo anno e due raccolte in luglio 2005 e 2006 per il secondo anno.

Nell'esperimento in esame abbiamo utilizzato tre diverse colture, il frumento duro, il favino e la patata. La scelta di queste tre colture è stata fatta non perchè queste piante sono tipicamente in rotazione fra di loro nelle normali pratiche gestionali della zona in analisi ma perchè hanno differenti composizioni molecolari e differenti rapporti C/N e L/N.

Nella prova abbiamo messo a confronto tesi sottoposte a fresatura e ad aratura che interessano rispettivamente 20 e 40 cm di suolo lavorato. Sono stati creati 2 grandi blocchi di lavorazione e successivamente all'interno di questi due blocchi, per il primo anno di prova, sono state randomizzate le tre colture in esame (frumento, favino, patata) ripetute tre volte.

Nel primo anno della sperimentazione abbiamo seminato le tre differenti colture e rispettivamente frumento e favino il 22/11/2003 e patata il 16/4/2003, dopo aver raccolto il 28/6/2004 la granella di frumento e favino ed il 20/7/2004 le patate, abbiamo trinciato i residui a 2-3 cm con una trincia-tutto ed abbiamo distribuito i residui sul campo per poi incorporarli nel suolo utilizzando le due lavorazioni scelte, aratura e fresatura.

In questo lavoro di tesi non riportiamo l'analisi dei dati del secondo anno di sperimentazione semplicemente perchè i campioni di suolo non sono stati ancora analizzati, per motivi di tempo.

Dopo l'interramento dei residui colturali fatta per il primo ciclo ad agosto 2004, il suolo è stato preparato per la semina su tutte le parcelle di una cultivar di frumento duro "*creso*" eseguita il 21 di novembre 2004.

Per ogni lavorazione, le dimensioni delle parcelle erano di 105 m² e da ogni parcella sono stati prelevati 5 campioni di suolo per ciascuna delle due profondità considerate. Miscelando questi 5 campioni se ne otteneva un unico campione medio.

I prelievi sono stati effettuati alle profondità di 0-20 e 20-40cm, prima dell'incorporazione e durante tutto il ciclo colturale del frumento a cadenza di 30-40 gg.

In questi campioni è stato determinato il livello di carbonio organico, di azoto organico e di azoto nelle diverse forme minerali. Nel corso della sperimentazione sono stati prelevati anche dei campioni di suolo per la determinazione della densità apparente col metodo dei cilindretti. Il tipo di studio che è stato portato avanti, può essere classificato come uno studio del carbonio e azoto organico nel breve periodo.

Durante il ciclo colturale del frumento sono stati effettuati dei rilievi biometrici per definire l'andamento della biomassa aerea. In particolare, sul frumento sono state effettuati 4 campionamenti durante il ciclo colturale del frumento ed hanno riguardato la determinazione del LAI, del peso fresco e secco delle foglie degli steli e delle spighe.

Nel laboratorio chimico le analisi effettuate hanno riguardato la determinazione del carbonio organico totale determinato secondo la metodologia Walkley & Black, l'azoto Kjeldhal e l'azoto nitrico mediante l'uso di uno spettrofotometro.

Per quanto riguarda l'applicazione del modello, prima di utilizzarlo è stato necessario effettuare la calibrazione dei parametri genetici in esso considerati per la coltura a cui si faceva riferimento.

6. Risultati e Discussione

6.1. analisi dei dati di biomassa aerea misurati

Analizzando la biomassa aerea dei residui colturali interrati si osserva che le tesi fresate risultano dare in generale dei livelli di produzione di biomassa inferiori rispetto a quelle arate (Tabella 1).

Nel momento in cui si semina il frumento su questi residui colturali si osserva che questa differenza tra tesi sottoposte ad aratura e tesi sottoposte a fresatura, risulta essere ancora evidente per il frumento nato sui residui di favino e non per il frumento nato sui residui di frumento e patata. Possibili spiegazioni le possiamo ritrovare nelle seguenti osservazioni.

	Total Top weight	Mean Top weight	C/N soil	C/N in the residues	Biomass incorporated	Delta production
W-W Rotary hoe	9227	6736	9.76	115	12350	
W-Hb Rotary hoe	8373	6809	6.93	60	3780	
W-Po Rotary hoe	13207	9003	7.1	24	2200	
W-W Plow	9920	6688	8	84	16680	0.26
W-Hb Plow	11427	8674	6.7	63	5050	0.25
W-Po Plow	14041	9902	7.98	26	3200	0.31

Tab.1 biomasse incorporate di ogni residuo colturale e biomasse di frumento ottenute sui diversi residui colturali nelle due lavorazioni.

6.1.1. Frumento su Frumento

Nella tesi sottoposta ad aratura il livello di biomassa di frumento da interrare risulta essere circa il 26 % maggiore di quella prodotta nella fresatura, considerando che il C/N dei residui di frumento è molto alto e nel caso specifico dell'aratura è di 84, avremo che l'equilibrio tra C e N in questi residui è spostato a favore del C. Ciò comporta che l'azoto presente nel suolo viene immobilizzato dalla microflora terricola. Il fatto che si incorpori questo 25% in più di biomassa nel suolo potrebbe indurre una riduzione del livello di azoto disponibile per la pianta nascondendo così l'effetto della lavorazione sul livello di biomassa prodotta. Per cui analizzando il tutto in un ottica di bilancio del carbonio avremo che da un lato si interra più biomassa ma con un C/N più basso e dall'altro avremo un incorporazione minore di biomassa ma con un C/N più alto, neutralizzando così l'effetto delle lavorazioni.

6.1.2. Frumento su Favino

In questo caso il livello di biomassa prodotta risulta essere diverso per le due tesi a confronto (fresatura e aratura), registrando valori più

bassi per la biomassa di frumento prodotta sui residui di favino fresati rispetto a quelli arati, spiegazione di questo fenomeno potrebbe essere trovata nel fatto che essendo stata la biomassa di favino prodotta nella frazione fresata della prova il 25% in meno di quella ottenuta nella frazione arata della sperimentazione, il quantitativo di biomassa incorporata è di conseguenza minore, ciò da un lato ha ridotto il processo di immobilizzazione dell'azoto presente nel suolo (più azoto disponibile per la coltura in successione) e dall'altro essendo stati i livelli di biomassa prodotta più bassi, potremmo dire che l'attività azotofissatrice del favino nelle tesi sottoposte a fresatura è minore rispetto a quelle tesi sottoposte ad aratura. Inoltre, c'è da aggiungere che a causa della minore livello di biomassa presente nelle parcelle interessate da fresatura, sviluppi di colture cerealicole infestanti sono stati registrati, ciò ha comportato da un lato un consumo di azoto presente nel suolo, riducendo le disponibilità di azoto nel suolo ed aumentando il contenuto di lignina e polisaccaridi di difficile decomposizione.

In altre parole ragionando in termini di bilancio da un lato abbiamo una bassa immobilizzazione di azoto e dall'altra abbiamo una minore azotofissazione, per cui essendo i residui di favino (prodotto per ottenere granella e non come sovescio) dal profilo di C/N molto prossimi a quelli del frumento, potremmo accettare che la biomassa totale di frumento prodotto in fresatura sui residui di favino, sia prossima ai livelli di biomassa totale prodotta con i residui di frumento nella fresatura. Ciò che si sta osservando non bisogna vederlo come un processo finito ma come qualcosa in evoluzione, infatti, come da quanto osservato in Fagnano et al. GABRIT. gli effetti sulla produzione del frumento in successione con il favino iniziano ad essere osservati con maggiore rilevanza dopo il 3-4° anno questo, perchè, è sì vero che il favino prodotto per granella ha un contenuto di carbonio nelle stoppie molto alto ed un contenuto di azoto basso che ci farebbero pensare ai residui di frumento; ma è la composizione molecolare in cui il carbonio è presente nei due diversi residui a fare la differenza, infatti come si anticipava prima nei residui di frumento prevale la frazione lignica e dei polisaccaridi a lenta decomposizione,

mentre nel favino il carbonio è raccolto in strutture più facilmente attaccabili e decomponibile dalla fauna microbica presente nel suolo.

6.1.3. Frumento su Patata

Anche qui come nel frumento non si osservano differenze di biomassa media prodotta tra le due lavorazioni a confronto, spiegazione di questo fenomeno, potrebbe essere da ricercare nella disponibilità di azoto a cui le piante sono sottoposte. Pur essendoci una differenza del 31% tra la biomassa incorporata nella aratura rispetto a quella incorporata con la fresatura il valore del C/N dei residui è molto basso circa 26, inoltre, il livello di C/N del suolo è basso per cui il processo di immobilizzazione risulta essere molto relativo. Quindi in entrambe i casi la pianta è come se vivesse in condizioni ottimali di crescita raggiungendo livelli di biomassa pressoché simili.

Questo fattore di disponibilità dell'azoto nasconderebbe il fattore lavorazione, per cui il frumento nato sui residui di patata fresati risulterebbero maggiori rispetto a quelli nati nelle altre tesi fresate. Inoltre, si potrebbe aggiungere un altro fattore che potrebbe nascondere

o mascherare l'effetto delle lavorazioni principali, questo effetto di cui si parla è relazionato alle lavorazioni secondarie che sono state apportate alla patata nata sia sui campi fresati che su quelli arati.

L'azione delle lavorazioni secondarie potrebbero avere un duplice effetto, da un lato migliorare le caratteristiche fisiche del suolo (aereazione struttura e rimescolamento) condizionando direttamente i processi di decomposizione a cui i residui andranno incontro dopo l'interramento, dall'altro rendendo l'habitat suolo più favorevole alla crescita del frumento in successione.

6.2. Analisi dei dati misurati di Carbonio Organico

Per poter studiare questo processo abbiamo effettuato una analisi anova per ogni rilievo effettuato, certo questa metodologia non riesce a catturare la variabilità tra i diversi rilievi, ma solo la variabilità tra i dati di ogni rilievo. Considerare di effettuare l'analisi tra tutti i rilievi avrebbe comportato grandi errori dovuti al fatto di considerare il tempo come un fattore.

Uno dei nostri prossimi obiettivi e che in parte abbiamo eseguito grazie alla collaborazione intercorsa con il Dr. Abdullah A. Jaradat e con il Dr. Guillermo Baigora, è quella di analizzare i dati con l'utilizzo di una diversa metodologia statistica, l'analisi di multi regressione, che permette di poter considerare anche delle variabilità tra i diversi rilievi ed, inoltre, permette di poter definire quale dei diversi fattori riesce ad influenzare maggiormente il processo.

Dall'analisi fatta (Tabella 2) la relazione che risulta essere significativa risulta essere quella tra lavorazioni e profondità, nel grafico che segue (Figura 10) risulta essere chiaro che la tesi fresata nei 20 cm compresi tra 20 e 40 cm mostra avere i valori di sostanza organica più bassi rispetto alle altre tesi considerate. Questo è chiaramente condivisibile se pensiamo che con a fresatura lavorando a 20 cm di profondità l'incorporazioni dei residui sarà localizzato solo nei primi 20 cm.

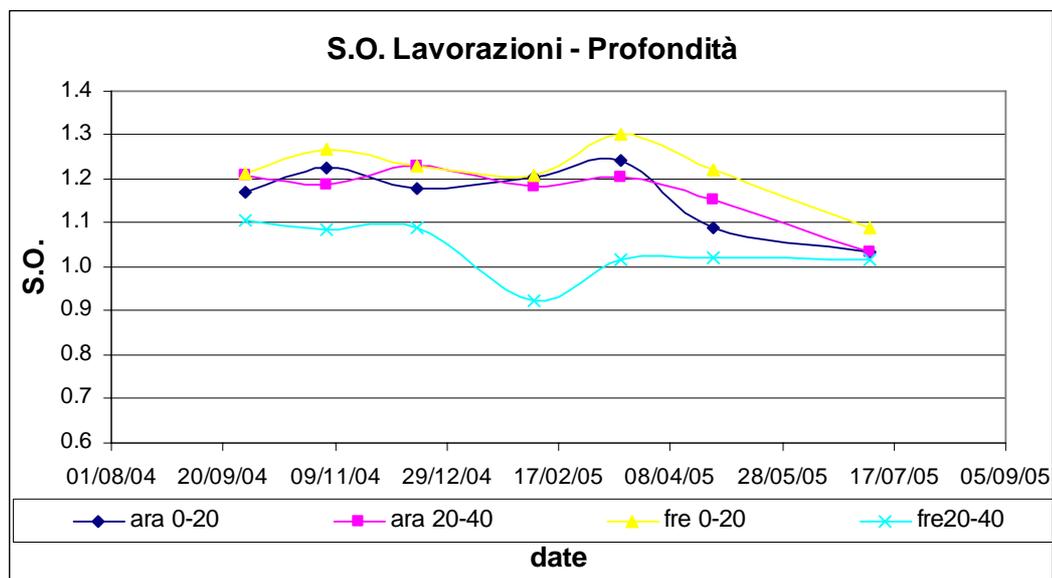


Fig. 10 Andamento della sostanza organica nelle tesi sottoposte a fresatura e ad aratura nei due strati di suolo considerati.

DMS Sostanza Organica	30/09/04	05/11/04	16/12/04	06/02/05	17/03/05	27/04/05	06/07/05
dms a 1%	ns	ns	0.112	0.164	0.241	0.199	ns

Significatività	30/09/04	05/11/04	16/12/04	06/02/05	17/03/05	27/04/05	06/07/05
ara 0-20	ns	ns	AB	A	AB	AB	ns
ara 20-40	ns	ns	A	A	AB	A	ns
fre 0-20	ns	ns	A	A	A	AB	ns
fre20-40	ns	ns	B	B	B	B	ns

Tab. 2 Analisi delle significatività della relazione: lavorazione-profondità per la sostanza organica.

6.3. Analisi dei dati misurati di Azoto Organico

Quanto visto per la sostanza organica risulta essere condivisibile anche per l'azoto organico (Figura 11).

Anche qui la relazione che differisce maggiormente dalle altre è quella che considera lo strato 20-40 delle tesi sottoposte a fresatura (tabella 3).

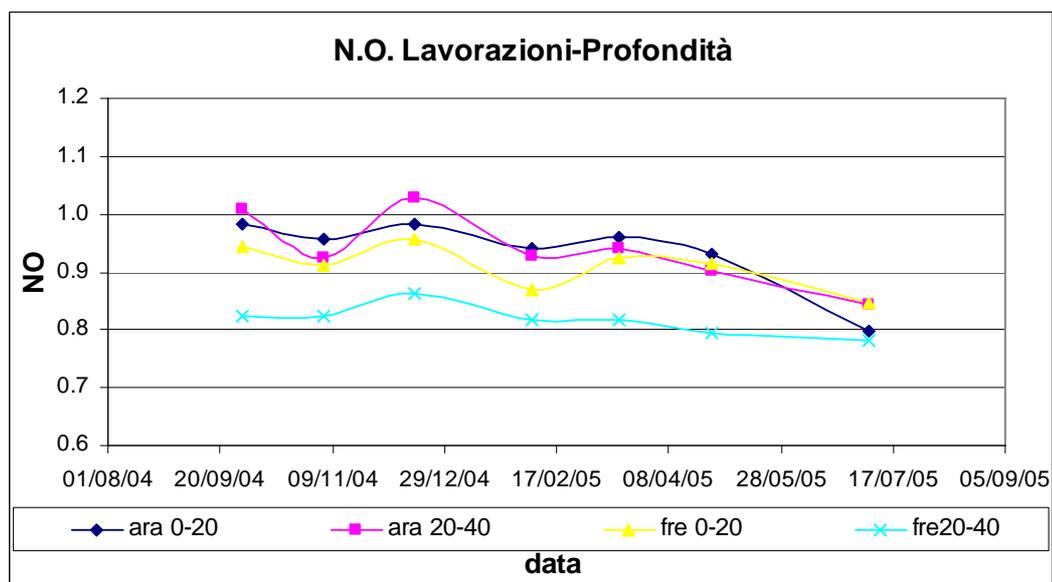


Fig. 11 Andamento dell'azoto organico nelle tesi sottoposte a fresatura e ad aratura nei due strati di suolo considerati.

DMS Azoto Organico	30/09/04	05/11/04	16/12/04	06/02/05	17/03/05	27/04/05	06/07/05
dms a 1%	0.079	0.046	0.046	0.064	0.064	0.045	0.112

Significatività	30/09/04	05/11/04	16/12/04	06/02/05	17/03/05	27/04/05	06/07/05
ara 0-20	A	A	A	A	A	A	ns
ara 20-40	A	A	A	AB	A	A	ns
fre 0-20	A	A	A	BC	A	A	ns
fre20-40	B	B	B	C	B	B	ns

Tab. 3 Analisi delle significatività della relazione: lavorazione-profondità per l'azoto organico.

6.4. Analisi dei valori di biomassa aerea ottenuta con DSSAT

6.4.1. Tesi sottoposte a fresatura

Biomassa aerea di frumento cv "*creso*" ottenuta facendo crescere il frumento sui residui di frumento nelle parcelle sottoposte ad aratura. Come si vede dal grafico che segue (Figura 12) i due andamenti risultano essere molto prossimi per quasi tutti i punti considerati, il secondo rilievo è quello che si discosta di più degli altri. Analizzando gli indici statistici utilizzati per poter studiare le relazioni tra i dati misurati e quelli simulati (Tabella 4), si osserva che il GSD (General standard deviation) nient'altro che l'RMSE (Root Mean Square Error) espresso in valori percentuali, risulta essere pari al 20%, manifestando così relazioni significative. (naturalmente c'è da dire anche che sarebbero stati necessari più rilievi biometrici, specialmente intorno al secondo rilievo).

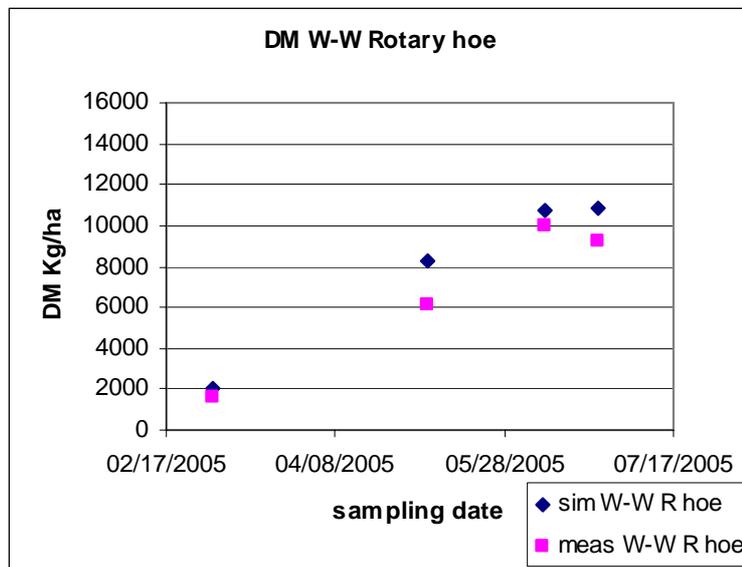


Fig. 12 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di frumento nelle parcelle sottoposte a fresatura.

Per quanto riguarda il frumento nato sui residui di favino nelle parcelle sottoposte a fresatura (Figura 13), possiamo dire che la relazione tra i dati misurati e simulati in questa tesi risulta essere la peggiore rispetto a tutte le altre analizzate. Per i primi due punti il *fitting* è buono ma successivamente negli altri due punti i due trend si discostano notevolmente. Questo è naturalmente osservabile analizzando il GSD che risulta essere del 30%. Il problema di questa non buona correlazione, non è dovuta al modello ma al fatto che i dati

misurati risultano essere più bassi, spiegazione di ciò è da riscontrare in quanto detto nei paragrafi precedenti, dove si spiegava la motivazione di un livello di produzione del frumento nato sui residui di favino più basso degli altri (Tabella 4).

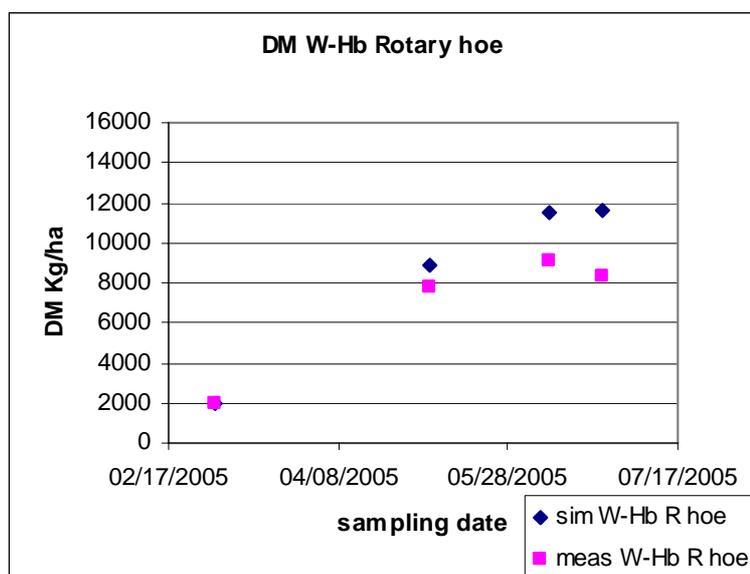


Fig. 13 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di favino nelle parcelle sottoposte a fresatura.

La biomassa del frumento nato sui residui di patata nelle parcelle sottoposte a fresatura risulta essere ben simulata dal modello (Figura 14), infatti, l'indice analitico GSD risulta essere pari a 13% descrivendo un buon *fitting* tra tutti i rilievi considerati (Tabella 4).

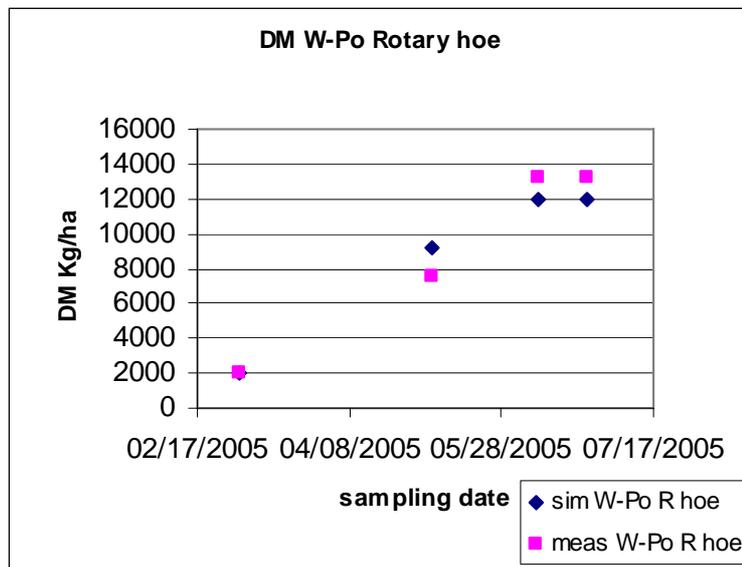


Fig. 14 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di patata nelle parcelle sottoposte a fresatura.

6.4.2. Tesi sottoposte ad aratura

Prima di passare all'analisi degli output ottenuti con la aratura, è necessario specificare che la versione del modello che si sta utilizzando la 4.02 ultima disponibile in mercato, non contiene ancora un effetto diretto delle lavorazioni. Le lavorazioni in questa versione vengono considerate per definire fundamentalmente la profondità e lo strato in cui i residui colturali vengono incorporati, ma non ci sono

azione dirette sulla mineralizzazione, sulla dinamica della densità apparente e sulla biomassa vegetale.

La differenza che si può osservare tra le tesi sottoposte ad aratura e quelle a fresatura nelle simulazioni, fa riferimento fondamentale alla biomassa di ogni residuo colturale che viene incorporato nel suolo.

Nel modello abbiamo inserito per ogni tesi considerata lo specifico valore di biomassa incorporata, quindi pur non considerando direttamente gli effetti delle lavorazioni possiamo comunque simulare in maniera corretta i processi in analisi.

Naturalmente questo fattore influisce sul grado di errore nella simulazione dei processi, che ovviamente si può abbassare considerando queste altre variabili.

Nella versione sperimentale del modello che si sta sviluppando, una *routine* relazionata alle lavorazioni si sta implementando, come accennato in precedenza.

Il Frumento nato sui residui di frumento nelle parcelle sottoposte ad aratura (Figura 15) mostra delle sovrastime del modello per la

maggior parte dei punti considerati, questa sovrastima è comprovabile analizzando il GSD che è del 27% (Tabella 4).

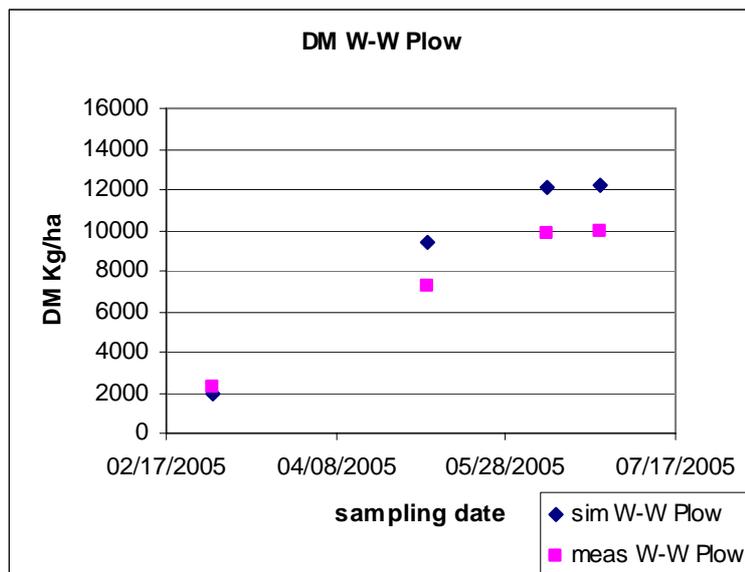


Fig. 15 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di frumento nelle parcelle sottoposte ad aratura.

Per quanto riguarda il frumento nato sui residui di favino nelle tesi sottoposte ad aratura (Figura 16), il modello riesce a simulare in maniera altamente significativa la crescita della pianta, infatti il GSD è pari all'8% (Tabella 4).

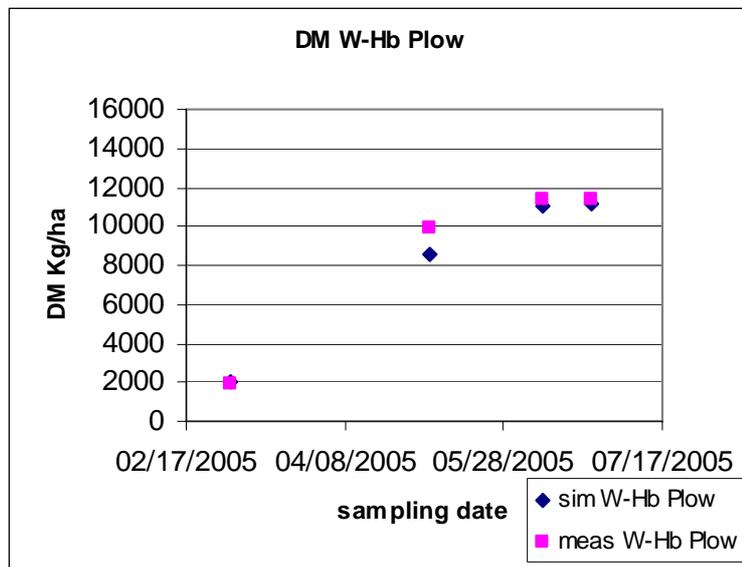


Fig. 16 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di favino nelle parcelle sottoposte ad aratura.

Dalla relazione tra i dati misurati e simulati del frumento nato sui residui di patata (Figura 17) risulta chiaro che per i due ultimi rilievi il modello sottostima i livelli di biomassa prodotta nel campo. Questo può essere rilevato anche analizzando il GSD che ha un valore de 14% (Tabella 4).

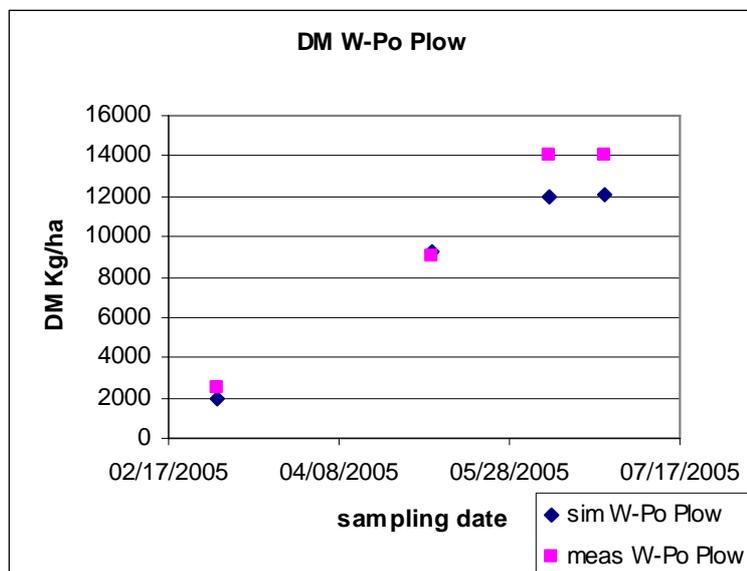


Fig. 17 Dati misurati vs simulati di biomassa aerea di frumento nato su residui di patata nelle parcelle sottoposte ad aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
Tops wt W-W kg/ha Rotary Hoe	6736	7923	1.21	1374	20	0.983	**
Tops wt W-Hb kg/ha Rotary Hoe	6810	8477	1.20	2060	30	0.986	**
Tops wt W-Po kg/ha Rotary Hoe	9003	8787	1.00	1182	13	0.972	**
Tops wt W-W kg/ha Plow	7332	8944	1.16	1965	27	0.997	**
Tops wt W-Hb kg/ha Plow	8674	8208	0.96	726	8	0.991	**
Tops wt W-Po kg/ha Plow	9902	8852	0.89	1426	14	0.986	**

Tab. 4 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati di biomassa aerea di frumento.

6.5. Andamento dei pesi dei culmi nelle diverse tesi a confronto con DSSAT

Nel nostro studio di tesi abbiamo provato anche a confrontare i dati misurati e simulati dei culmi di frumento ma per tutte le tesi considerate i valori di GSD sono alti (Tabella 5). Il modello sovrastima in tutti le tesi a confronto ed in tutti i rilievi (Figure da 18 a 23). Possiamo dire però che il modello riesce a simulare gli andamenti, questo è comunque un dato positivo, perchè analizzando queste relazioni con altri metodi analitici che prevedono la scomposizione dell'RMSE, si potrebbe analizzare la significatività.

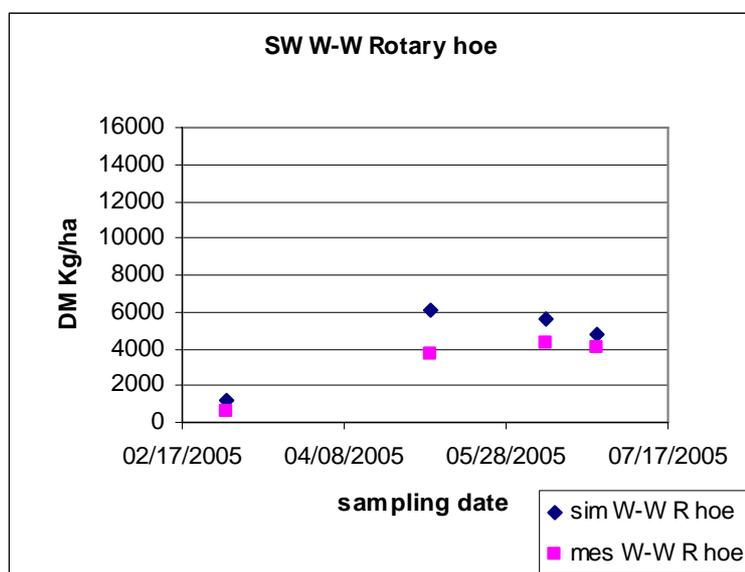


Fig. 18 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di frumento nelle parcelle sottoposte a fresatura.

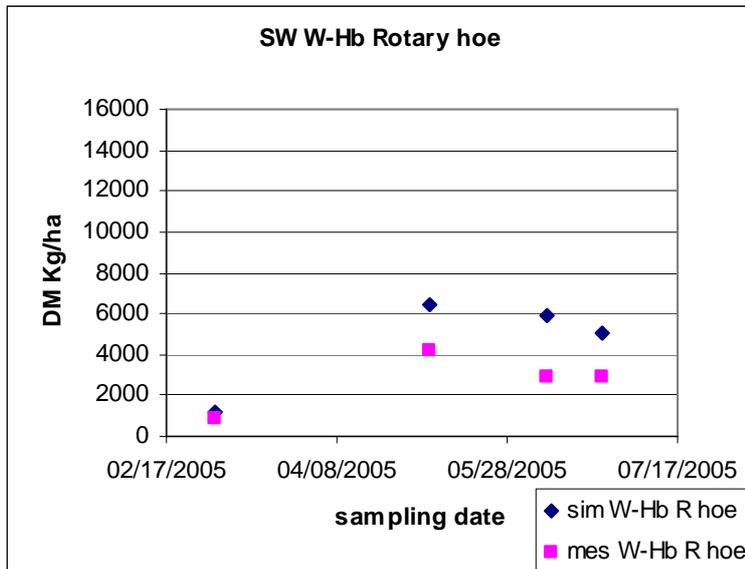


Fig. 19 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di favino nelle parcelle sottoposte a fresatura.

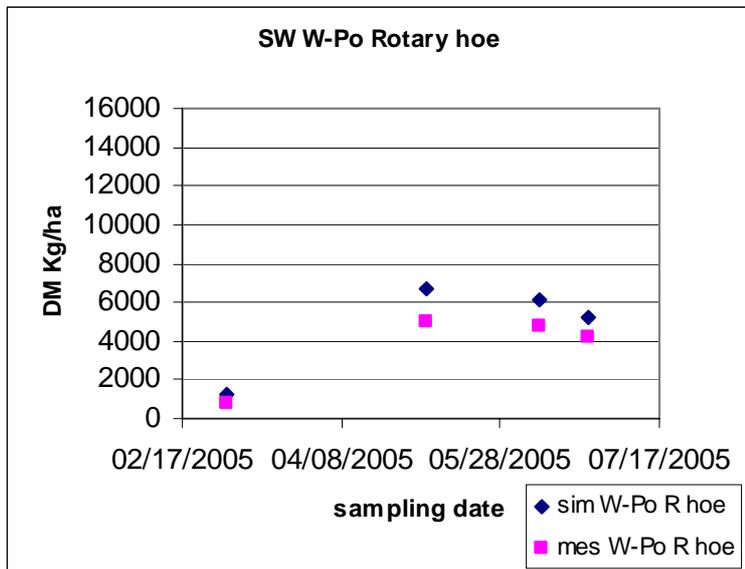


Fig. 20 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di patata nelle parcelle sottoposte a fresatura.

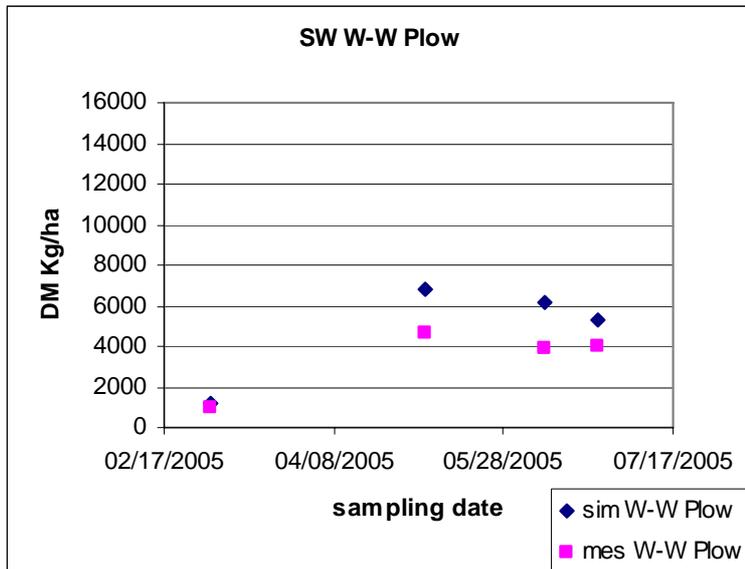


Fig. 21 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di frumento nelle parcelle sottoposte ad aratura.

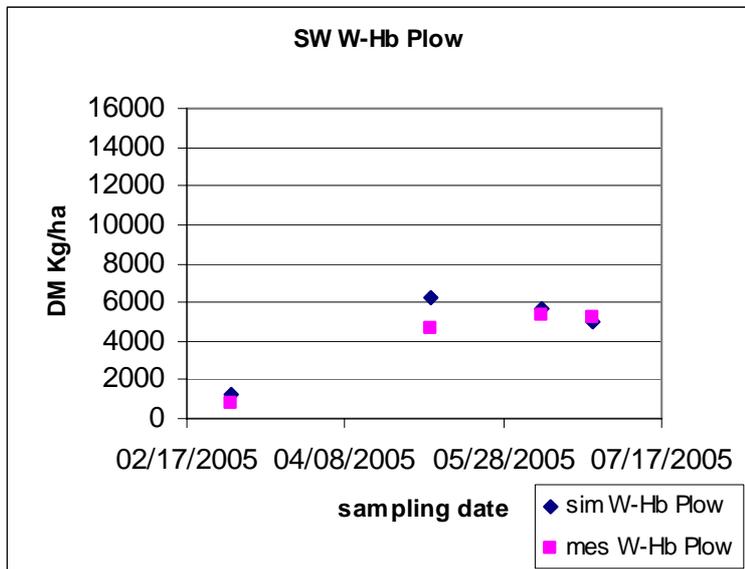


Fig. 22 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di favino nelle parcelle sottoposte ad aratura.

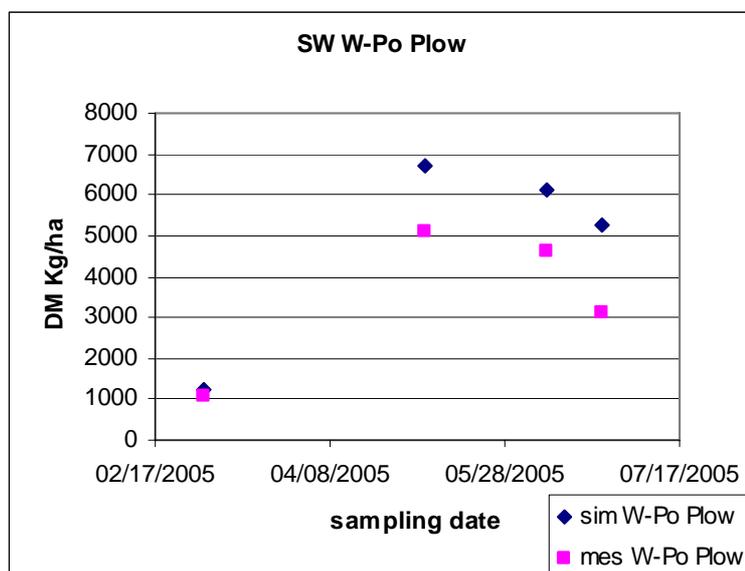


Fig. 23 Dati misurati vs simulati dei culmi di frumento nato su residui di patata nelle parcelle sottoposte ad aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
Stem wt W-W kg/ha Rotary Hoe	3162	4407	1.51	1429	45	0.942	*
Stem wt W-Hb kg/ha Rotary Hoe	2710	4661	1.70	2170	80	0.962	**
Stem wt W-Po kg/ha Rotary Hoe	3692	4800	1.36	1189	32	0.997	**
Stem wt W-W kg/ha Plow	3374	4876	1.40	1715	51	0.988	**
Stem wt W-Hb kg/ha Plow	3983	4533	1.24	874	22	0.939	*
Stem wt W-Po kg/ha Plow	3479	4828	1.37	1538	44	0.968	**

Tab. 5 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati dei culmi di frumento.

6.6. Analisi dei valori di Carbonio Organico ottenuti con DSSAT

Analizzando le relazioni tra i dati simulati ed osservati del carbonio organico nei primi 20 cm di suolo (figure da 24 a 29) si vede che per

tutte le tesi a confronto la significatività risulta essere molto alta con valori massimi di GSD dell'11% (Tabella 6).

La variabilità osservata tra i dati di carbonio organico misurati, è dell'ordine del 10 % e questa variabilità deriva da diversi fattori, come la variabilità spaziale naturale della sostanza organica nel suolo, la variabilità dovuta alla metodologia di analisi chimica scelta per la determinazione del valore di carbonio organico, l'effetto della variazione della densità apparente nel tempo e nello spazio ecc.

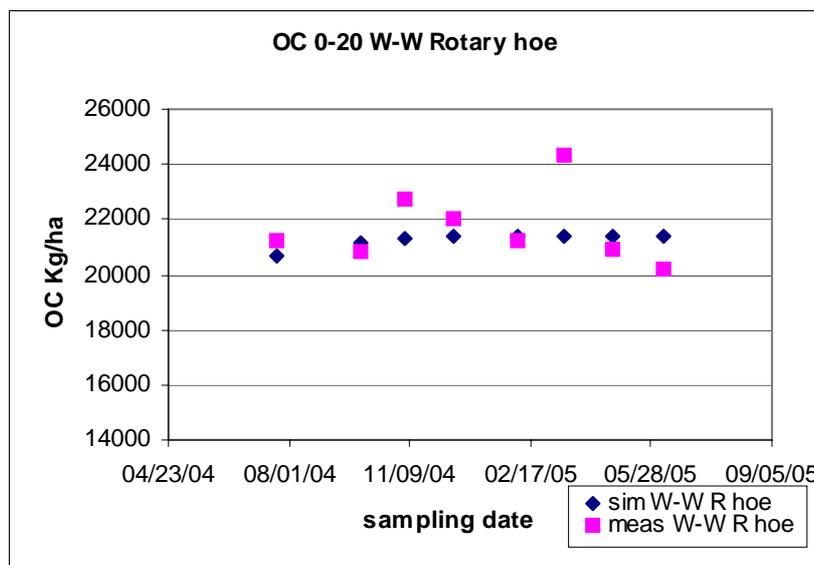


Fig. 24 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante fresatura.

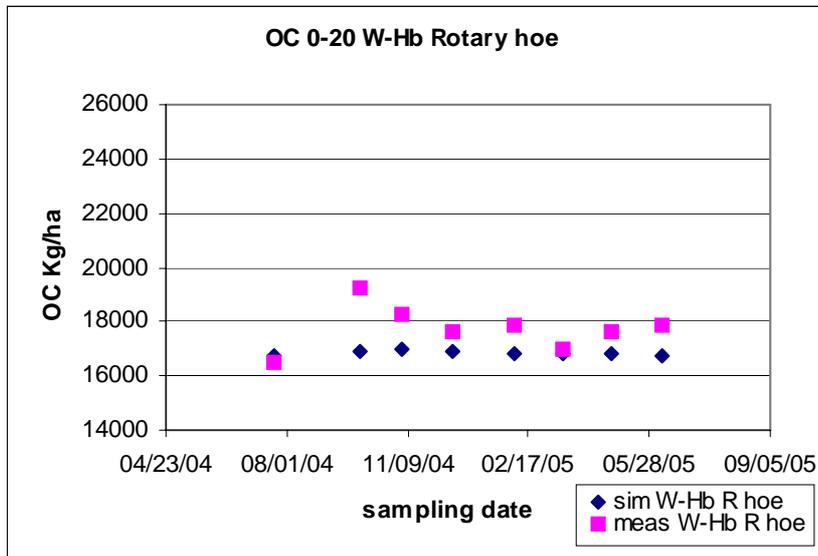


Fig. 25 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante fresatura.

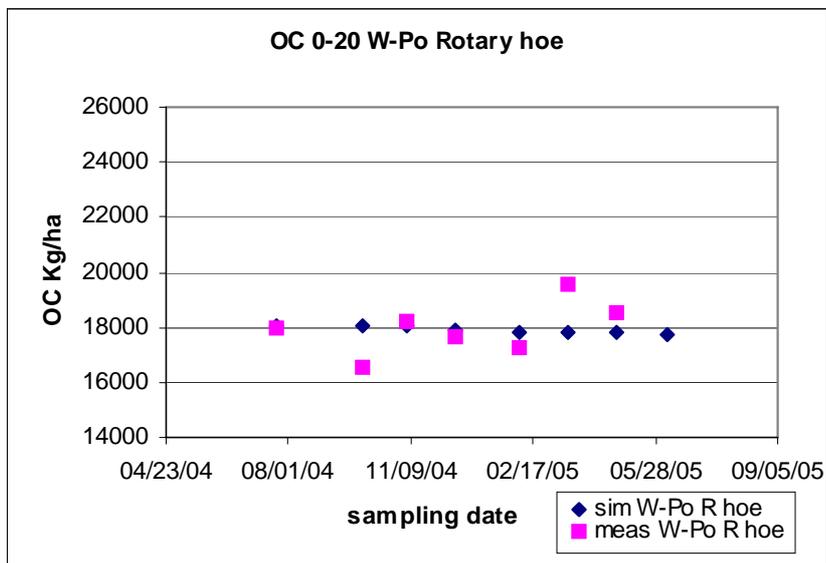


Fig. 26 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante fresatura.

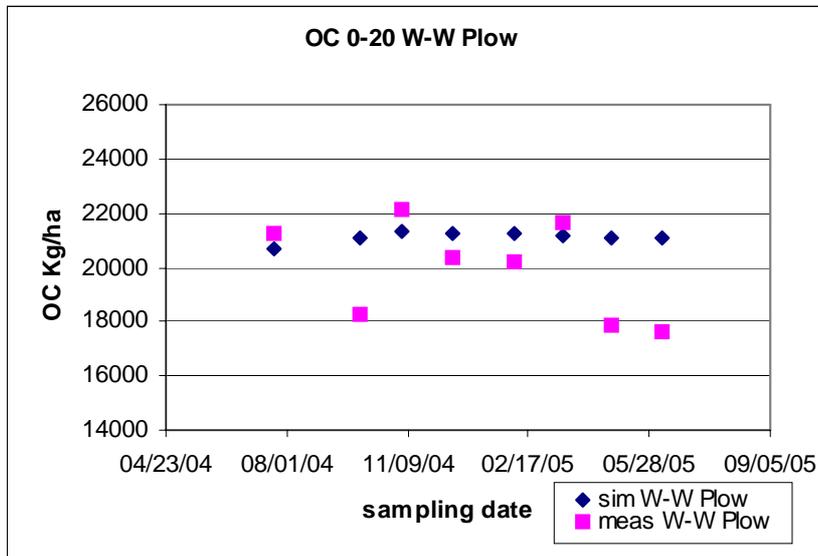


Fig. 27 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante aratura.

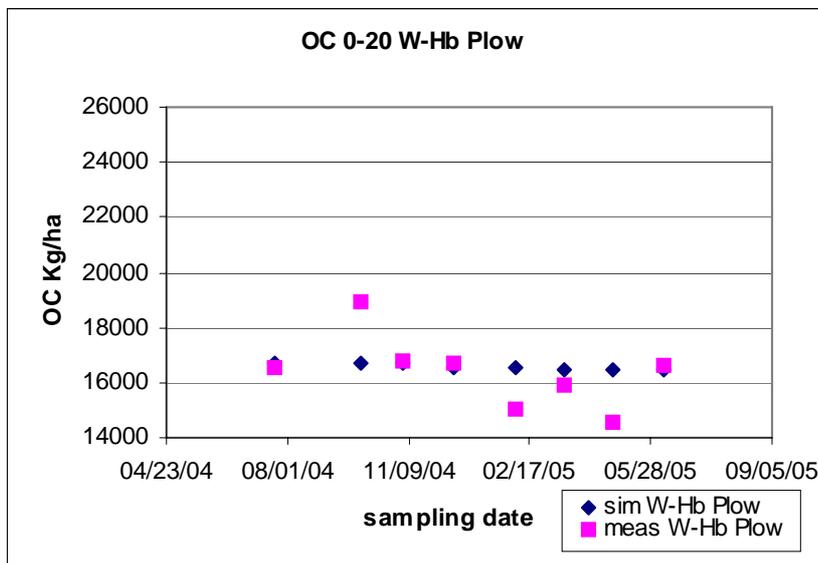


Fig. 28 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante aratura.

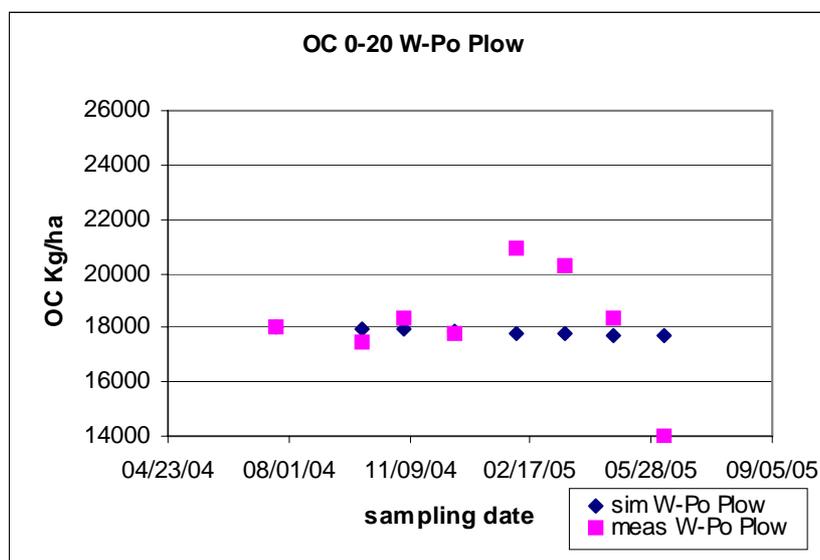


Fig. 29 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
SOC 0-20cm W-W kg/ha Rotary Hoe	21687	21247	0.98	1298	6	0.205	ns
SOC 0-20cm W-Hb kg/ha Rotary Hoe	17742	16837	0.95	1151	6	0.666	*
SOC 0-20cm W-Po kg/ha Rotary Hoe	17307	17905	1.05	1974	11	0.210	ns
SOC 0-20cm W-W kg/ha Plow	19919	21119	1.07	2034	10	0.105	**
SOC 0-20cm W-Hb kg/ha Plow	16378	16565	1.02	1202	7	0.628	ns
SOC 0-20cm W-Po kg/ha Plow	18140	17850	1.00	1966	11	0.055	ns

Tab. 6 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati di carbonio organico in 0-20 cm di suolo.

Anche per lo strato 20-40 le relazioni tra i dati misurati e simulati (Figure da 30 a 35), risultano essere molto significative, infatti il

valore massimo del GSD è 13% (Tabella 7), parte di queste differenza tra dati misurati e simulati dipende dalla variabilità dei dati misurati di carbonio organico. Inoltre possiamo dire che la significatività delle correlazioni tra i valori misurati e simulati nei 40 cm è maggiore per le tesi sottoposte ad aratura.

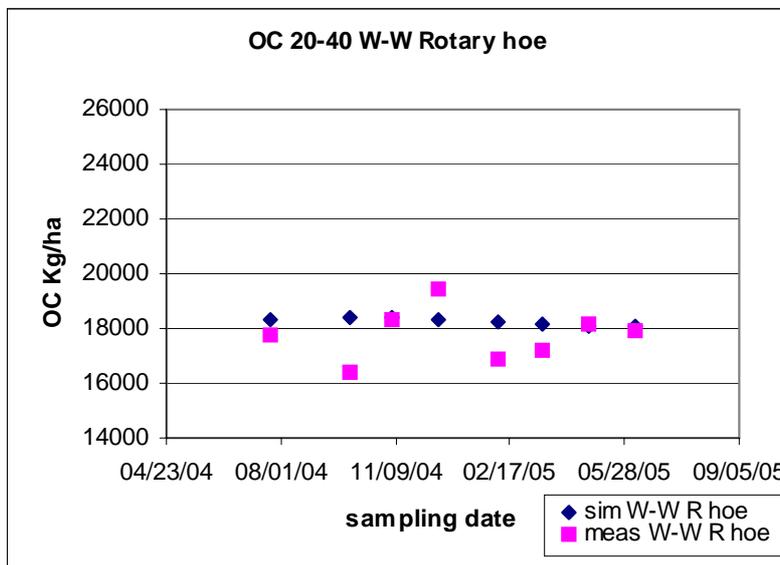


Fig. 30 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante fresatura.

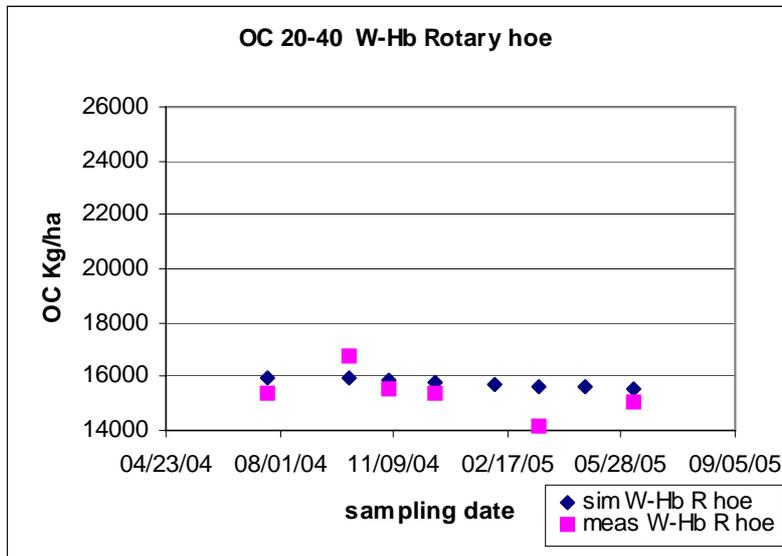


Fig. 31 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante fresatura.

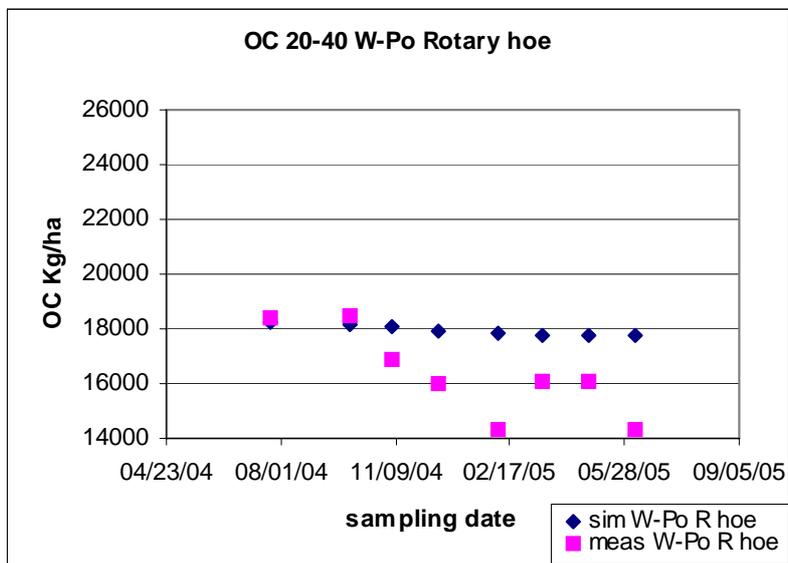


Fig. 32 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante fresatura.

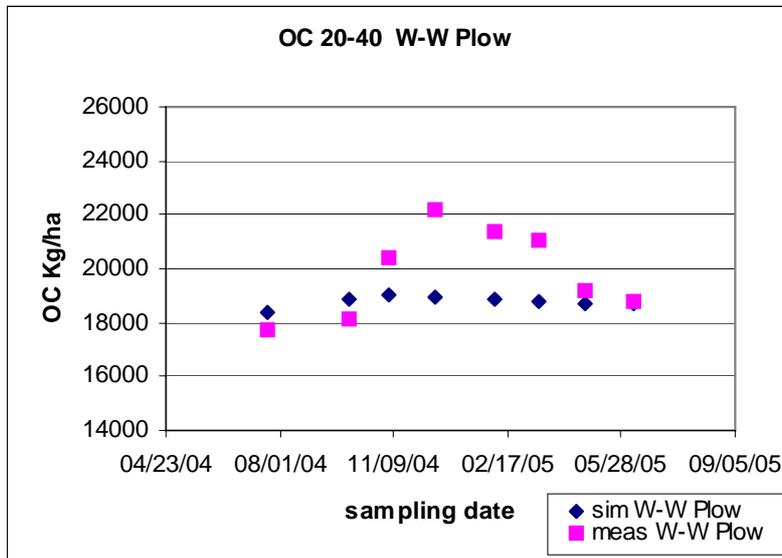


Fig. 33 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante aratura.

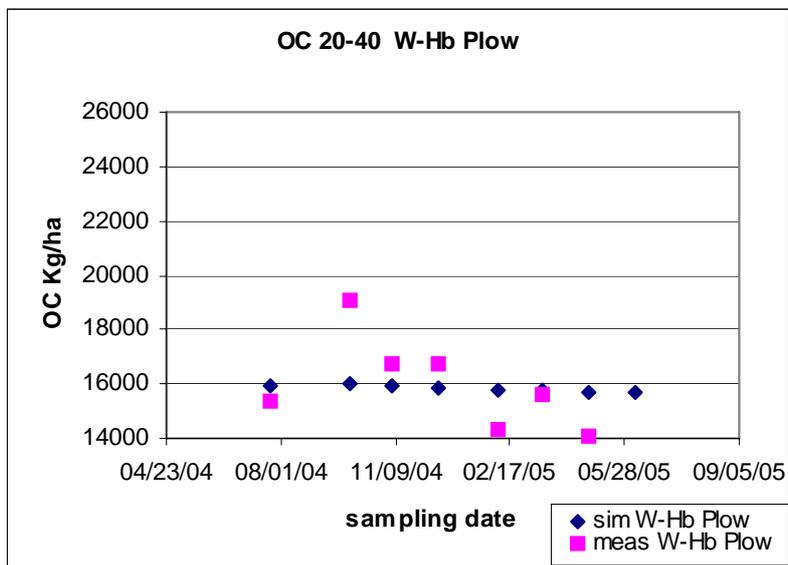


Fig. 34 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante aratura.

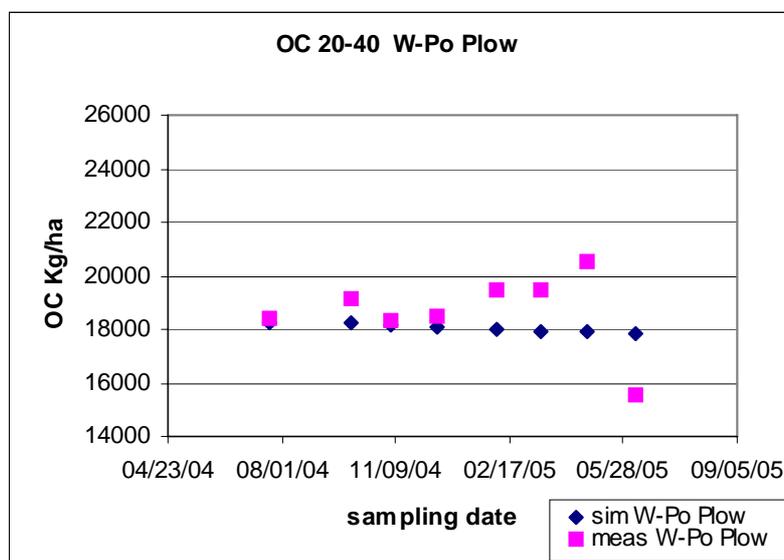


Fig. 35 Dati misurati vs simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
SOC20-40cm W-W kg/ha Rotary Hoe	17767	18247	1.03	1019	6	0.055	ns
SOC20-40cm W-Hb kg/ha Rotary Hoe	14714	15750	1.08	1684	11	0.612	ns
SOC20-40cm W-Po kg/ha Rotary Hoe	16326	17935	1.11	2084	13	0.850	**
SOC20-40cm W-W kg/ha Plow	19865	18784	0.95	1775	9	0.661	*
SOC20-40cm W-Hb kg/ha Plow	15722	15834	1.02	1553	10	0.811	**
SOC20-40cm W-Po kg/ha Plow	18667	18042	0.97	1501	8	0.055	ns

Tab. 7 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati di carbonio organico in 20-40 cm di suolo

6.7. Analisi dei valori di Azoto Organico ottenuti con DSSAT

Per quanto riguarda l'andamento dell'azoto organico nel suolo possiamo dire che come osservabile dalle tabelle 8 e 9 delle significatività e come osservabile chiaramente dai grafici qui di seguito mostrati (Figure da 36 a 47) possiamo dire che il modello sottostima tutti i valori delle tesi considerata in entrambe gli strati di suolo considerati. C'è da dire che però gli andamenti sono pressoché gli stessi. Il problema sta nel fatto che questa sottostima inizia dal primo rilievo e rimane costante per tutti i rilievi considerati nell'analisi. La spiegazione di questo comportamento è da ricercare nei valori dei rapporti C/N iniziali che il modello usa e dai quali in funzione dei livelli di carbonio presenti in ogni SOM *fraction* derivano i valori di azoto organico. Nel modello per un discorso di protezione fu aggiunto un blocco secondo il quale non si accettavano valori di C/N più bassi di 10 ed inoltre furono settati dei valori iniziali medi per ogni SOM *fraction* medi del *range* di appartenenza. L'utilizzo di questo valore medio di inizializzazione crea dei problemi negli studi di breve periodo del carbonio organico, perchè il modello

non riesce ad adattarsi velocemente alle reali condizioni di campo perchè necessita di più tempo. In base a quanto rilevato con questa sperimentazione e con altre come accennato prima, sono state proposte delle modifiche che entreranno nella nuova versione del modello.

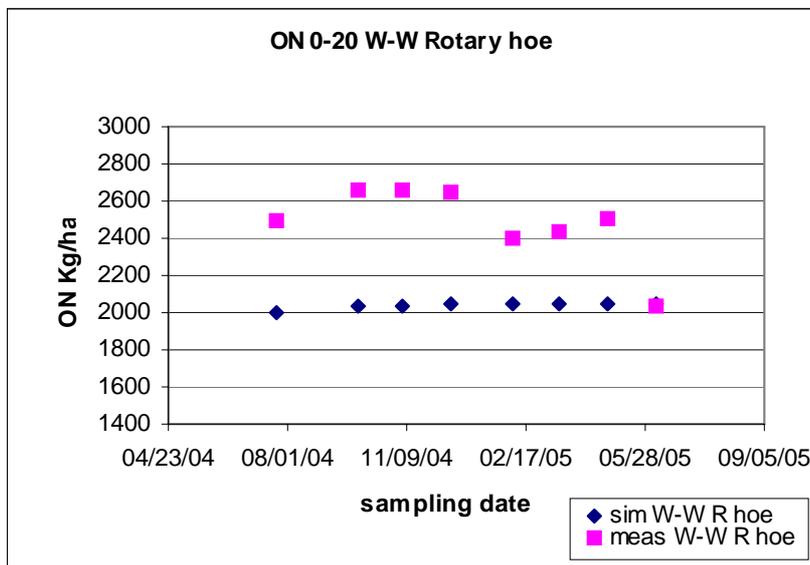


Fig. 36 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante fresatura.

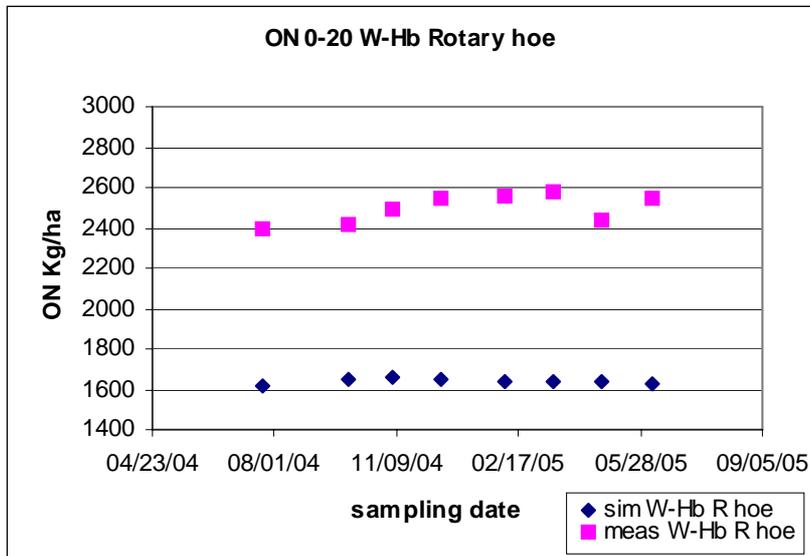


Fig. 37 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante fresatura.

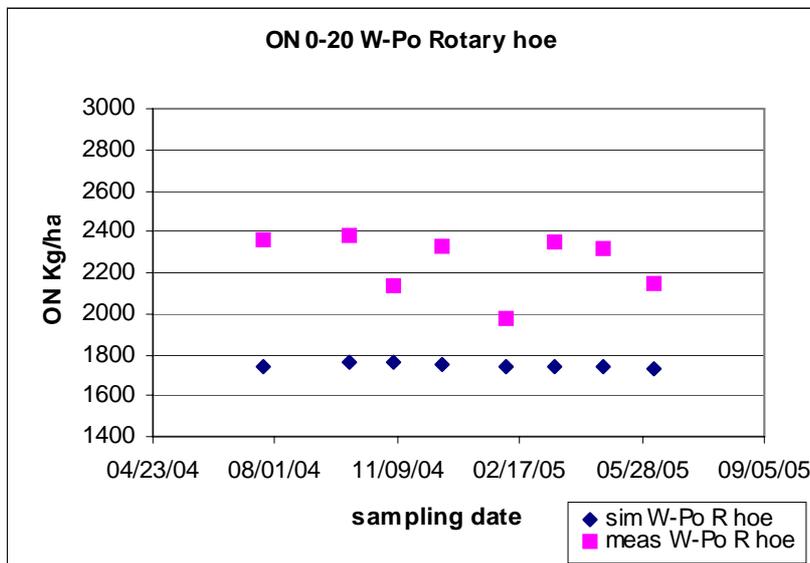


Fig. 38 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante fresatura.

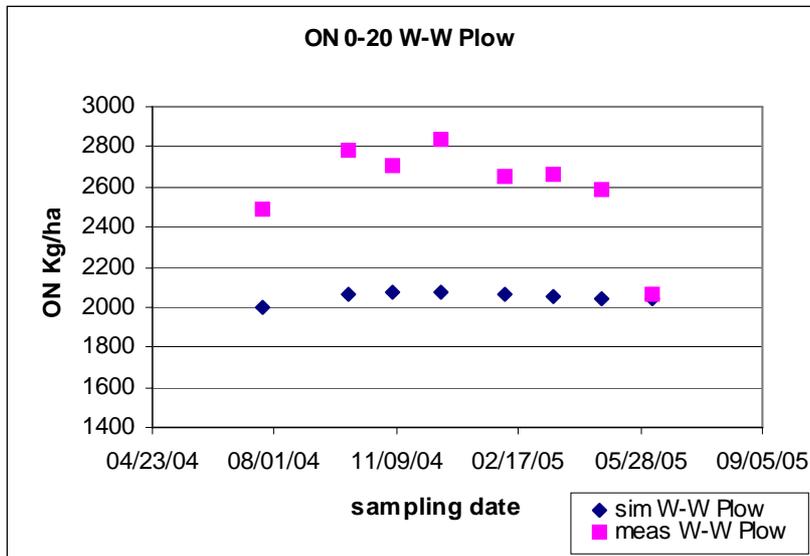


Fig. 39 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante aratura.

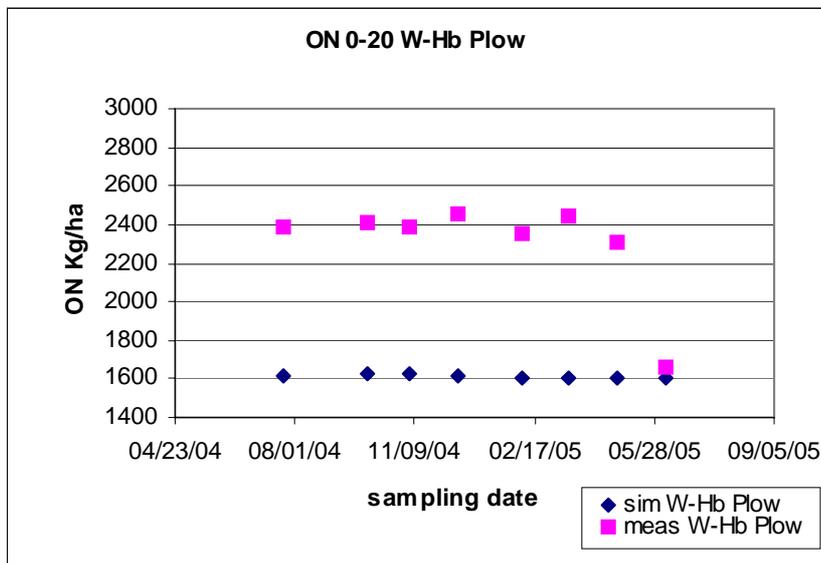


Fig. 40 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante aratura.

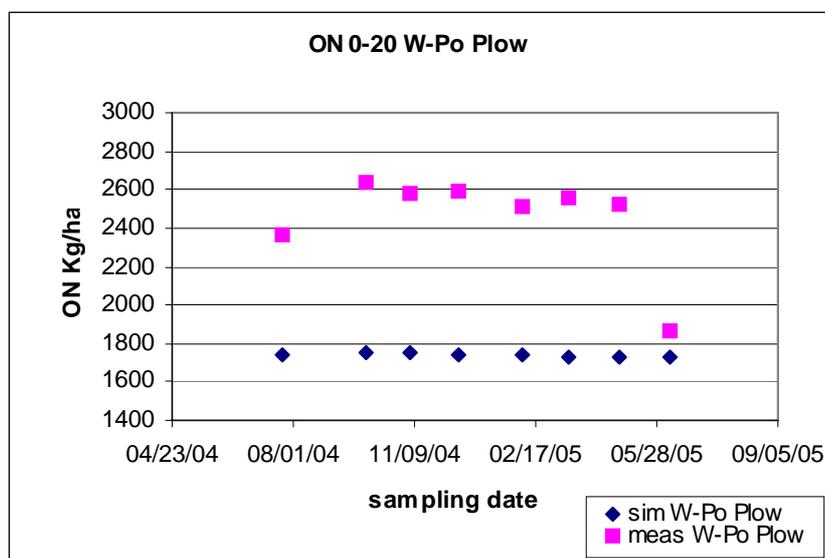


Fig. 41 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
SON 0-20cm W-W kg/ha Rotary Hoe	2477	2036	0.83	482	19	0.095	ns
SON 0-20cm W-Hb kg/ha Rotary Hoe	2496	1640	0.66	858	34	0.302	ns
SON 0-20cm W-Po kg/ha Rotary Hoe	2250	1746	0.78	522	23	0.000	ns
SON 0-20cm W-W kg/ha Plow	2598	2052	0.80	587	23	0.499	ns
SON 0-20cm W-Hb kg/ha Plow	2302	1611	0.71	732	32	0.551	ns
SON 0-20cm W-Po kg/ha Plow	2452	1741	0.72	748	30	0.592	ns

Tab. 8 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati di azoto organico in 0-20 cm di suolo

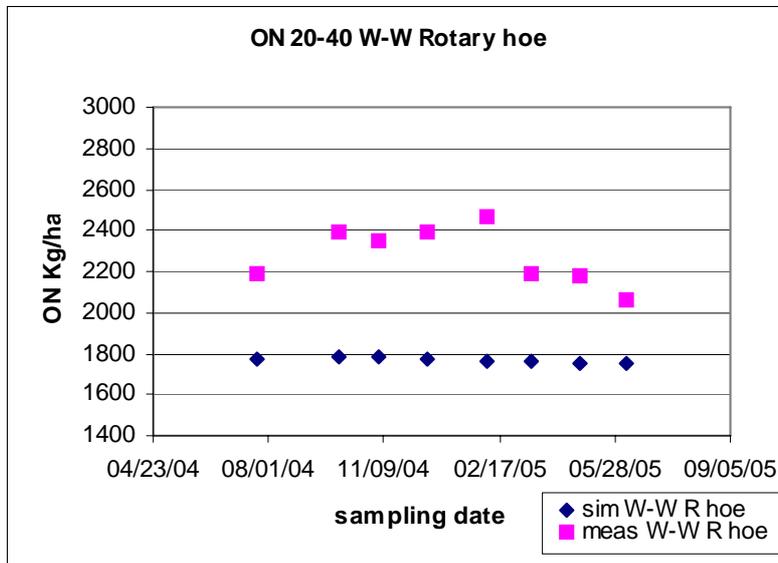


Fig. 42 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante fresatura.

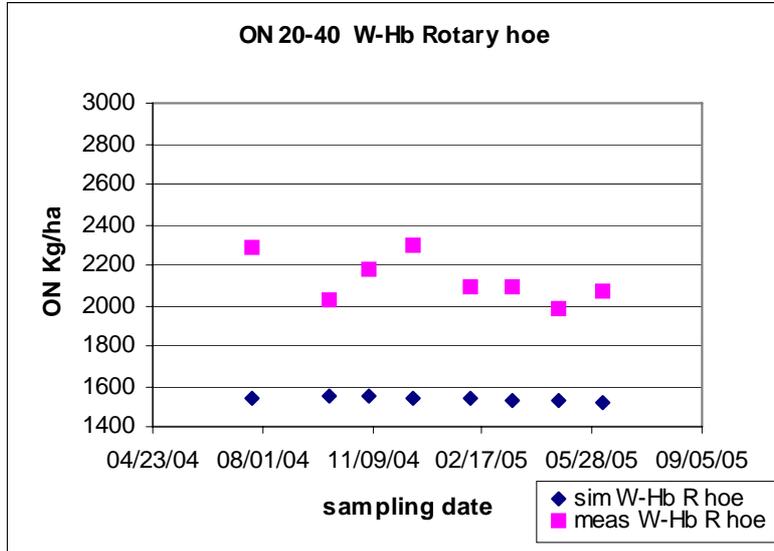


Fig. 43 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante fresatura.

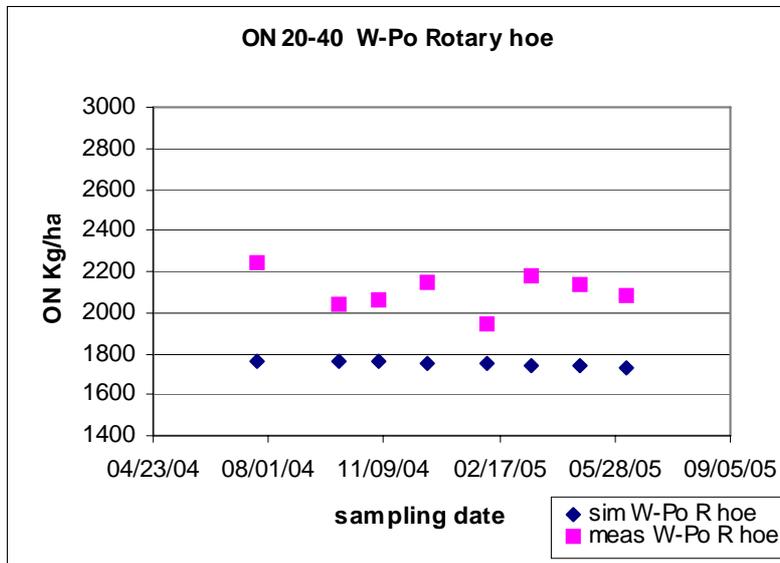


Fig. 44 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante fresatura.

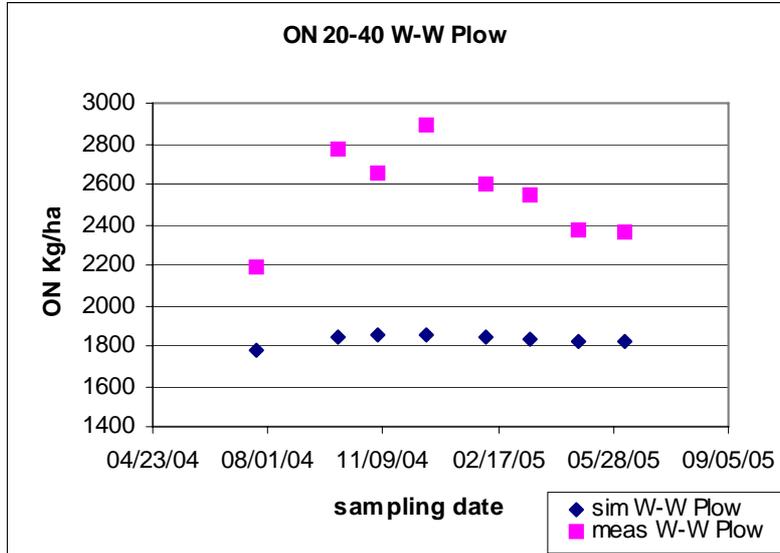


Fig. 45 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di frumento mediante aratura.

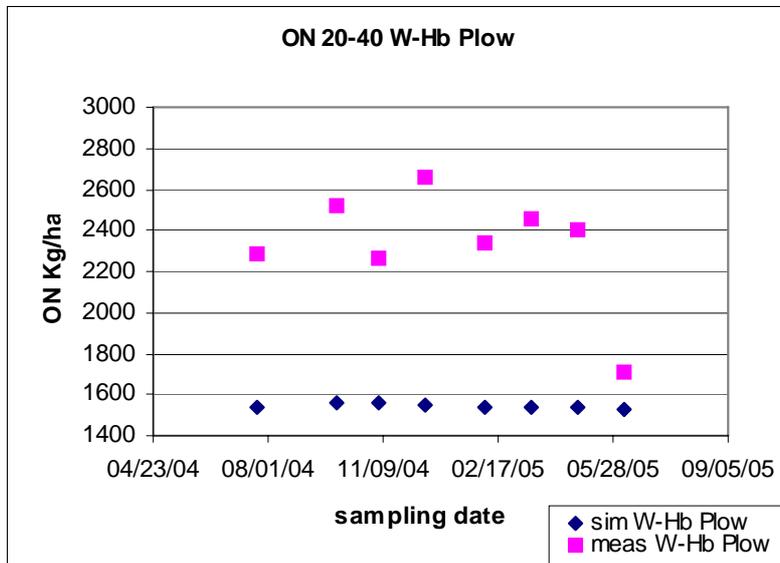


Fig. 46 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di favino mediante aratura.

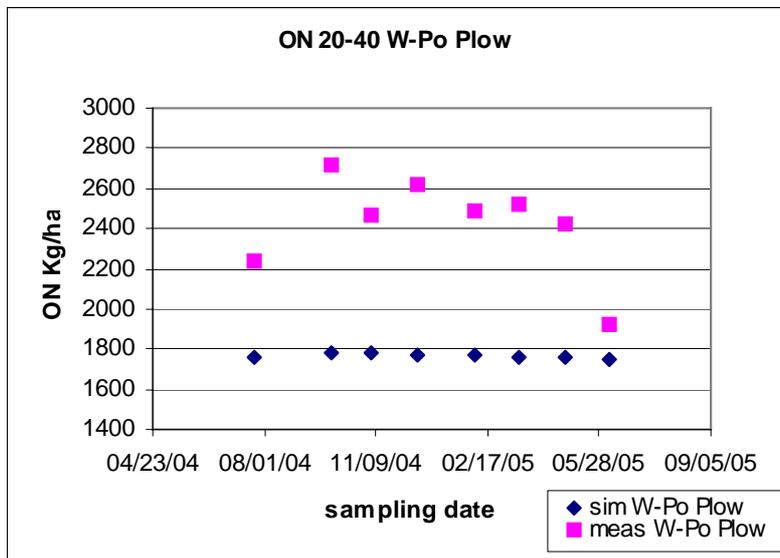


Fig. 47 Dati misurati vs simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo nelle parcelle dove sono stati incorporati i residui di patata mediante aratura.

Variable Name	Mean			RMSE	GSD	r	r sig
	Observed	Simulated	Ratio				
SON 20-40cm W-W kg/ha Rotary Hoe	2276	1769	0.78	522	23	0.683	*
SON 20-40cm W-Hb kg/ha Rotary Hoe	2127	1538	0.73	599	28	0.457	ns
SON 20-40cm W-Po kg/ha Rotary Hoe	2105	1751	0.83	364	17	0.032	ns
SON 20-40cm W-W kg/ha Plow	2551	1829	0.72	748	29	0.880	**
SON 20-40cm W-Hb kg/ha Plow	2329	1544	0.67	827	36	0.531	ns
SON 20-40cm W-Po kg/ha Plow	2425	1765	0.74	696	29	0.713	**

Tab. 9 Indici statistici analizzati nelle relazioni tra dati misurati e simulati di azoto organico in 20-40 cm di suolo.

7. Conclusioni.

In generale possiamo dire che l'incorporazione dei residui colturali, invece della loro rimozione, può essere una tecnica che permette di poter avere diversi fattori positivi come: l'aumento dell'immobilizzazione del carbonio, la riduzione delle emissioni di CO₂, l'apporto di sostanza organica al suolo, il miglioramento della fertilità del suolo ed il controllo della dinamica dell'azoto nel suolo.

La qualità dei residui e quindi la loro composizione molecolare ed il loro tipico rapporto C/N è molto importante per gestire la fertilizzazione minerale.

Con l'incorporazione dei residui colturali, si potrebbero in funzione della tempistica dell'esigenza dell'azoto per la coltura durante il suo ciclo colturale, migliorare l'efficienza delle fertilizzazioni azotate e ridurre eventualmente anche le perdite per lisciviazione favorendo l'immobilizzazione dell'azoto nel suolo in periodi in cui la pianta non richiede azoto.

Nella sperimentazione condotta esistono degli effetti dei diversi residui colturali sulla crescita del frumento ma occorrono, per essere

sicuri e per poter definire quanto di questi processi possono influire sul processo in studio, delle metodologie statistiche che lavorano a livelli definizione maggiore (analisi di multi regressione).

Esistono come detto in precedenza delle differenze nella biomassa prodotta tra il frumento cresciuto nelle parcelle sottoposte a fresatura ed in quelle sottoposte ad aratura, questa differenza è sia relazionata all'effetto delle lavorazioni ma anche al tipo di residuo incorporato.

Il modello DSSAT con la *Century* routine sembra riuscire a simulare con un buon livello di dettaglio l'andamento del carbonio organico nel suolo per tutte le tesi e le profondità prese in considerazione nello studio.

Per quanto riguarda l'andamento della biomassa, possiamo dire che il modello non risulta simulare in maniera corretta due andamenti, quello del frumento nato su frumento arato ed il frumento nato su favino fresato, ma come detto in precedenza queste differenze non sono da ascrivere completamente al modello che non risulta essere sensibile a questi fattori, ma piuttosto ad una variabilità tra i dati misurati dipendente a sua volta da altri fattori.

Il modello non è in grado di poter definire in maniera corretta il peso dei culmi del frumento nato sulle diverse tesi a confronto, con maggior dettaglio possiamo dire che i trend sono prossimi ma esiste una sottostima costante dei valori simulati rispetto a quelli misurati, forse occorrerebbe maggiore attenzione nel discorso della *partitioning* della biomassa tra i vari organi della pianta.

Per quanto riguarda l'azoto organico possiamo dire che, anche in questo caso il modello sottostima costantemente i valori di azoto organico nei diversi rilievi.

Infatti, quanto detto in precedenza dipende da alcuni problemi di settaggio del modello su cui si sta lavorando nella nuova versione del modello stesso.

In definitiva possiamo dire che questo modello riesce in maniera dettagliata a definire e a considerare gli effetti delle diverse tesi messe a confronto, ma naturalmente essendo il sistema suolo pianta ambiente, un sistema molto complesso stabilito da relazioni non dirette ma da relazione multiple occorre implementare il modello per migliorare sempre di più l'attendibilità dello stesso.

Bibliografia

Aina P.O. Soil changes resulting from long-term management practices. Soil Science Society of American Journal 43:173-177 (1979).

Andersen, M.K., and L.S, Jensen. Low soil temperature effects on short-term gross nitrogen mineralization-immobilization turnover after incorporation of a green manure. Soil Biol. Biochem. 33: pp.511-521 (2001).

Bumb. B.B. World Nitrogen supply and demand: An overview. pag. 1-40. In P.E. Bacon. (Ed.). Nitrogen fertilization in the environment. Marcel Dekker, Inc., New York (1995).

Campbell, C.A., Soil organic carbon, nitrogen and fertility, in Soil Organic Matter, Schnitzer, M. and Khan, S.U., (Ed.) Elsevier, Amsterdam, (1978)

Cheng H.H., J.M. Kimble Characterization of soil organic carbon pools. Assessment methods for Soil Carbon p. 117 (1998)

Clay, D.E., and C.E. Clapp. Mineralization of low C-to N ratio corn residue in soils fertilized with NH_4^+ fertilizer. Soil Biol. Biochem. 22: pp. 355-360 (1990).

Conte P., A. Piccolo Conformational Arrangement of Dissolved Humic Substances. Influence of Solution Composition on Association of Humic Molecules *Environ. Sci. Technol.*, 33 (10), pp. 1682 -1690 (1999).

Cozzolino A, P. Conte, A. Piccolo. Conformational changes of soil humic substances induced by some hydroxy-, cheto-, and sulphonic acids. Soil Biology & Biochemistry. vol. 33 pp. 563-571 (2001)

Dale V.H., R.A. Houghton, A.E. Lugo, and S. Brown. Emission of greenhouse gases from tropical deforestation and subsequent uses

of the land. In: Humid Tropics. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. p. 215-260 (1993)

Doigian, A.S., Jr. , To. Barnewell, R.B. Jackson, A.S. Pathwardhan , K.B. Weinreich, A.L.Rowell,R.V. Chinnaswamy,and C.V. Cole, Assesment of alternative management practices and policies affecting soil carbon in agroecosystems of the central United States, Publication, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, No. EPA 600pp.R-94-067 (1994).

Grace J., J. Lloyd, J. McIntyre, A.C. Miranda, P. Meir, and H.S. Miranda. Carbon dioxide over Amazonian rainforest in Rondonia. In J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts, and R.L. Victoria (eds.), Amazonian Deforestation and Climate, John Wiley & Sons, Chichester, U.K. p. 307-318 (1996)

Jansson S.L., J. Persson. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In F.J. Stevenson (Ed) Nitrogen in agricultural soils. American Society Of Agronomic., Inc. Madison, Wisconsin pp. 229-252 (1982).

Jenny, H. Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York (1941).

Jones J. W., G.Y.Tsuji, G. Hoogenboom, L.A. Hunt, P.K. Thorton, P.W. Wilkens, D.T. Imamura W.T. Bowen, U. Singh,. Decision support system for agrotechnology transfer, DSSAT 3. In G.Y. Tsuji, G. Hoogenboom , P.K. Thorton (Eds.), Understanding options for Agricultural Production. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 157-177 (1998).

Jones J.W., G. Hoogenboom, C.H. Porter, K.J. Boote, W.D. Batchelor, L.A. Hunt, P.W. Wilkens, U. Singh, A.J. Gijsman, J.T. Ritchie, The DSSAT cropping system model. Europ. J. Agronomy 18 pp. 235_/265 (2003).

Klaus W. Flach, Thomas O. Barnwell, Jr., e Pierre Crosson, "Impact of Agriculture on Atmospheric Carbon Dioxide". Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems p. 3-14 (1997)

Kohl, S.D., P.J. Toscano, W. Hou, and J.A. Rice. Solid-state ¹⁹F NMR investigation of hexafluorobenzene sorption to soil organic matter. Environmental Science & Technology. American Chemical Society, Washington, DC, 34: pp 204-210 (2000).

Kordel W., Dassenakis M., Lintelmann J., Padberg S.. International Union of Pure and Applied Chemistry, 69, 1571-1600 (1997).

Kozak J. Soil organic matter as a factor influencing the fate of organic chemicals in the soil environment. In *Humic substances in terrestrial ecosystems* (ed. by Piccolo A.), Elsevier, Amsterdam-New York-Tokyo, p.625-664. (1996)

Mueller, T., L.S. Jensen, N.E. Nielsen, and J. Magid. Turnover of carbon and nitrogen in a sandy loam soil following incorporation of chopped maize plants, barley straw and blue grass in the field. *Soil Biol. Biochem.* 30: pp. 561-571 (1998).

Parton W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, and D.S. Ojima Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grassland. Division S-3 Soil Microbiology and Biochemistry pp. 1173-1179 (1987)

Parton W.J., J.W.B. Stewart & C.V. Cole, Dynamics of C, N, P and S in Grassland soils: a model. *Biochemistry* 5 pp. 109-131 (1988).

Paterson E., Hall J.M., Rattray E.A.S., Griffiths B.S., Ritz K., Killham K. *Global Change Biology* 3: pp 363-377 (1997).

Paul E. A., K. Paustian, E.T. Elliot, C.V. Cole "Preface" *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems* p..1 (1996)

Paul E.A., Van Veen. The use of tracers to determine the dynamic nature of organic matter. *Trans. International Congress Soil Science*. 11th 3: pp. 61-102 (1978).

Piccolo A. e Spiteller M. Electrospray ionization mass spectrometry of terrestrial humic substances and their size fractions *Analytical and Bioanalytical Chemistry* (2003)

Piccolo A. The Supramolecular Structure of Humic Substances *Soil Science*. 166(11): p.810-832 (2001).

Prasad, R., and J.F. Power. Nitrogen. In *Soil fertility management for sustainable agriculture*. Lewis (Ed), Boca Raton, Florida pp. 115-170 (1997).

Sakala, W.D., B.G. Cadish, and K. E. Giller. Interactions between residues of maize and pigeonpea and mineral N fertilizer during

decomposition and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 32: pp. 679-688 (2000).

Schimel D.S., I.G. Enting, M. Heimann, T.M.L. Wigley, D. Raynaud, D. Alves, U. Siegenthaler "CO₂ and the Carbon Cycle". *The Carbon Cycle* Cambridge University p. 8 (1997)

Schmidt. E.L. Nitrification in soil. In F.J. Stevenson (Ed.) *Nitrogen in agricultural soils*. American Society of Agronomic, Inc. Madison, Wisconsin pp. 253-288 (1982).

Schomberg, H.H., J.L. Steiner, and .W. Unger. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:372-381 (1994).

Sequi P., *Chimica del Suolo*, Patron ed. Bologna (1989)

Singh BK, Millard P, Whiteley AS, Murrell JC. Unravelling rhizosphere-microbial interactions: opportunities and limitations. Trends in Microbiology 12: pp. 386-393 (2004).

Tisdale J.M., J.M Oades. Organic matter and and water stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 33: pp. 141-163 (1982).

Tisdale. S.L., W.I. Nelson , and J.D. Beaton. Soil and fertilizer nitrogen. In Soil fertility and fertilizers. Macmillan Pub. Co. New York pp. 112-188 (1985).

Tsuji G.Y., G. Uehara, S. Balas (Ed.). Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT) Version 3. University of Hawaii, Honolulu, Hawaii (1994).

Tsuji, G.Y., Hoogenboom, G., Thornton, P.K. (Eds.), Understanding options for agricultural production. Systems Approaches for

Sustainable Agricultural Development. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 400 (1998).

Uehara G. Thecnology transfer in the tropics. Outlook Agricultural 18, pp. 38-42 (1989).

Van Veen, J.A., and E.A. Paul. Organic C dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. Can. J. Soil Sci. 61: pp. 185-201 1981.

Whitmore, A.P., E. Handayanto. Simulating the mineralization of N from crop residues in relation to residue quality. In G. Giller & K.E. Cadisch (Ed.) Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. CAB International, Wallingford, UK pp. 337-348 (1997).

Wigley T.M.L., D.S. Schimel The Carbon Cycle (Ed) Cambridge University p. 4 (2000)

Zsolnay A. In (A. PICCOLO, Editor) Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, Amsterdam (1996).