



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO
Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali
Dottorato di Ricerca Internazionale in AGRONOMIA AMBIENTALE
Settore Scientifico Disciplinare: AGR/14 - Pedologia
Ciclo XXV

Elaborazione e validazione di modelli dell'impatto antropico e dei cambiamenti climatici sulle qualità dei suoli in Sicilia, con particolare attenzione riguardo al rischio di declino della sostanza organica e al rischio di erosione idrica

Presentata da:
Dott.sa Maria Fantappiè

Coordinatore del dottorato:
Prof. Carmelo Dazzi

Relatore:
Dott. Giuseppe Lo Papa

Correlatore:
Dott. Edoardo A.C. Costantini.

Esame finale anno: 2014

Ringraziamenti

Ringrazio tutti coloro che mi hanno aiutato nello svolgimento delle attività che hanno portato alla realizzazione della presente tesi di dottorato: i miei relatore e correlatore, il Dott. Giuseppe Lo Papa dell'Università degli Studi di Palermo e Dott. Edoardo A.C. Costantini del CRA-ABP di Firenze; il Dott. Giuseppe Ferrigno dell'Università degli Studi di Palermo, per le attività di campo ed in particolare per le interviste agronomiche e il Prof. Luciano Gristina dell'Università degli Studi di Palermo e il personale della Regione Siciliana, per il supporto fornito al Dott. Ferrigno in questa attività; in particolare fra il personale della Regione Siciliana ringrazio la Dott.sa Gabriella Matranga e il Dott. Fabio Guaitoli, oltre che il personale delle SOAT; ringrazio infine il Dott. Simone Priori e il Dott. Giorgio Brandi del CRA-ABP di Firenze per la collaborazione nelle attività di campo e di laboratorio.

Indice

Riassunto.....	4
1. Introduzione	7
2 Materiali e metodi	15
2.1 Clima dell'area di indagine della Sicilia occidentale e pedoclima dei 74 suoli indagati	18
2.2 Indagine agronomica.....	19
2.3 Elaborazioni statistiche uni e multivariate	22
2.4 Metodo di calibrazione del modello USLE	23
2.5 Metodo di validazione del modello USLE.....	27
3. Risultati	28
3.1 Effetto del regime udometrico	32
3.2 Effetto dell'uso del suolo	34
3.3 Effetto del sistema di lavorazione.....	36
3.4 Effetto del tipo di fertilizzazione	41
3.5 Effetto dell'irrigazione.....	46
3.6 Effetto delle operazioni di impianto	48
3.7 Effetto delle rotazioni	50
3.8 Altre pratiche agronomiche.....	55
3.9 Effetto dell'adozione di misure agro-ambientali	55
3.10 Elaborazione del modello generale dell'impatto antropico e dell'inaridimento sulle variazioni di SOC e degli HA+FA	62
3.11 Risultati della calibrazione del modello USLE.....	69
3.12 Risultati della validazione del modello USLE.....	71
4. Conclusioni	74
Bibliografia	75
Allegati.....	86

Riassunto

Il declino della sostanza organica e l'erosione idrica sono due fattori di rischio di degrado del suolo fra i più diffusi in Sicilia. In che misura è possibile contrastarli modificando le attività antropiche ed in particolare quelle in ambito agricolo? Lo scopo della presente ricerca di dottorato è stato quello di mettere a punto dei modelli che permettessero di spiegare le relazioni esistenti fra le azioni dell'uomo in ambito agricolo con la sostanza organica e con l'erosione idrica nei suoli siciliani, tenendo conto anche del clima. Le due indagini sono state svolte separatamente, in parallelo, in aree agricole della Sicilia occidentale per la sostanza organica, sull'intero territorio siciliano e su tutti gli usi per l'erosione idrica.

I dati di carbonio organico (SOC) relativi agli orizzonti di suolo dei primi 40 cm di profondità sono stati raccolti per 52 profili pedologici, relativi ad un arco temporale che andava dal 1995 al 2008, per 15 dei quali era presente anche l'analisi dell'azoto totale (N), e sono stati integrati con le analisi di SOC e di N effettuate su ulteriori 22 siti di campionamento, situati in aree agricole della Sicilia occidentale. In 12 siti dei 22 campionati è stato effettuato anche il frazionamento del carbonio organico per la determinazione del contenuto di acidi umici e fulvici (HA+FA). Per i suoli dei 74 siti è stato determinato il regime udometrico sulla base delle caratteristiche climatiche dell'area in esame e delle caratteristiche di tessitura dei suoli indagati. È stata effettuata, inoltre, una indagine agronomica per determinare il tipo di gestione dei suoli in termini di: lavorazione del suolo, fertilizzazione, rotazioni, operazioni di impianto, eventuale irrigazione, sistemazioni idrauliche agrarie, eventuali misure protettive in atto e eventuale adesione alle misure agro-ambientali promosse dalla Regione Siciliana. L'indagine agronomica per i 52 profili della banca dati è stata effettuata in relazione all'anno di prelevamento del campione. L'effetto del regime udometrico, dell'uso del suolo e delle diverse categorie di gestione agronomica su SOC, N e HA+FA è stato valutato tramite il *t-test*, per le variabili normalmente distribuite (N e HA+FA), oppure tramite il *Mann-Whitney U test*, per le variabili non normalmente distribuite (SOC). L'esistenza di una correlazione fra le variabili SOC, N e HA+FA è stata testata per mezzo

di una *Sperman Rank Order Correlation analysis*. La variabile SOC è stata trasformata logaritmicamente e la trasformata SOC_LN è risultata normale. L'analisi dell'effetto complessivo del pedoclima, dell'uso del suolo e delle diverse categorie di gestione agronomica sulle variabili SOC_LN, N e HA+FA è stata realizzata tramite una *Multiple Linear Step Wise Regression*. Il risultati indicano che le arature, sia superficiali che profonde, hanno un significativo effetto negativo sul SOC, con una diminuzione in media di 0,3762 dag/kg passando da lavorazioni minime ad arature. Le arature profonde hanno un significativo effetto positivo, viceversa, sull'N, con un significativo incremento medio di 0,2841 g/kg passando da arature superficiali a profonde. Altre pratiche agricole che nelle indagini univoche non hanno dato effetti significativi sulle variazioni di SOC e N sono risultate invece significative dalla Multiple Linear Step Wise Regression. Con la fertilizzazione (cioè nel confronto fra suoli fertilizzati e non fertilizzati) si è trovato un incremento significativo del SOC_LN e dell'N, ma non si è riscontrato una significativa differenza nell'effetto dei diversi tipi di fertilizzazione (chimica, biologica e mista). Si è trovato un significativo effetto negativo dello scasso sull'N. Il risultati dalla Multiple Linear Step Wise Regression hanno indicato, inoltre, che il SOC è direttamente correlato al N, e che l'inaridimento del suolo ha un significativo effetto negativo sul SOC. Le altre variabili agronomiche non hanno portato a variazioni significative del SOC_LN e dell'N. Per quanto riguarda gli HA+FA l'indagine ha riguardato solo l'effetto di rotazioni e fertilizzazioni e in relazione a SOC_LN ed N e i risultati hanno dato una significativa relazione diretta con il SOC_LN e un significativo effetto negativo della fertilizzazione chimica.

Il modello USLE (Universal Soil Loss Equation) è stato calibrato e validato sull'intero territorio siciliano, isole minori comprese. Per la calibrazione del modello USLE sono stati raccolti dati misurati pubblicati di intensità delle piogge relativi a 5 stazioni meteorologiche, dati di precipitazioni medie mensili su una griglia a maglia regolare a 32 km su tutta la Sicilia, la carta dei suoli della Sicilia, il DEM, modello digitale del terreno, a 20 m, il Corine land cover del 2006, la carta dell'uso del suolo della Sicilia del 1994, la carta delle categorie e dei tipi forestali della Sicilia del 2010, 6150 dati puntuali

georeferenziati sulla presenza (4224) o assenza (1926) di erosione idrica del suolo derivati dal database dei suoli della Sicilia, da carte geomorfologiche pubblicate e dal progetto LUCAS, la carta delle aree terrazzate della Sicilia. Per la validazione sono stati raccolti dati pubblicati di erosione idrica misurata, relativi a 3 stazioni georeferenziate, le carte dell'erosione idrica del suolo elaborate dai progetti PESERA, USLE e MESALES del JRC. La formula per la stima del fattore R di erosività delle piogge più esatta per il clima siciliano è stata individuata confrontando i risultati di 5 diversi modelli di stima con le misure di erosività misurate nelle 5 stazioni meteorologiche distribuite in tutta la Sicilia. La formula con il minor Root Mean Squared Error, quella proposta da Ferro et al. (1999), è stata scelta ed usata per calcolare il fattore R per tutto il territorio siciliano. Per il fattore K di erodibilità si sono usati i dati di tessitura, sostanza organica, pietrosità e rocciosità superficiale derivati dalla carta dei suoli della Sicilia (Fantappiè et al., 2011a) e i valori indicati da Stone and Hilborn (2000), oltre che la formula di riduzione che tiene conto della presenza di pietrosità e rocciosità, proposta da Poesen et al. nel 1994. In corrispondenza dei suoli vulcanici è stato assegnato un fattore di K pari a 0,08 come proposto da Van der Knijff et al. (1999). I fattori L e S sono stati ottenuti dal DEM a 20 m, utilizzando le formule proposte da McCool et al. nel 1987 e 1989. Moltiplicando R, K, L ed S si è ottenuta l'erosione potenziale della Sicilia, potendo così attribuire un valore di erosione potenziale ad ognuno dei 1926 punti di assenza di erosione. Un fattore C medio per 9 raggruppamenti di uso del suolo è stato calcolato dividendo $2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (considerato come valore reale di erosione nel caso in cui non ci sono segni visibili di erosione in campo) per il valore medio di erosione potenziale per ognuno dei 9 tipi di uso del suolo. I vigneti sono risultati l'uso del suolo meno protettivo rispetto all'erosione idrica con un fattore C pari a 0,542, seguiti da oliveti, frutteti, colture agrarie legnose e piantagioni di eucalipto. Gli usi del suolo più protettivi sono risultati, invece, i boschi, seguiti dai pascoli, dagli arbusteti e dalle aree incendiate. A livello intermedio come proiettività sono risultati i seminativi e le aree agricole eterogenee. A partire dalla carta delle aree terrazzate è stato ottenuto il fattore P. Moltiplicando erosione potenziale per C e P si è ottenuta l'erosione reale della Sicilia in $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Una validazione quantitativa dell'errore del modello USLE

calibrato, a confronto col PESERA e USLE del JRC, è stata fatta calcolando la differenza fra valori stimati e valori misurati nelle 3 stazioni georeferenziate. Una validazione qualitativa è stata fatta calcolando la predittività positiva e negativa con il teorema di Bayes, utilizzando i 6150 punti georeferenziate di presenza/assenza di erosione. Sia nella validazione quantitativa che in quella qualitativa il modello USLE calibrato è risultato il migliore, rispetto ai modelli PESERA, USLE e MESALES del JRC. I modelli peggiori sono risultati il PESERA e il MESALES. In questa maniera si è dimostrato che un modello empirico come la USLE, quando ben calibrato, può dare risultati migliori rispetto a modelli concettuali o fisicamente basati. Dividendo il raster della quantità di suolo utile (cioè le $t\ ha^{-1}$ di suolo fino alla profondità utile) per il raster dell'erosione reale, è stata ottenuta una carta di rischio di erosione idrica, espressa in termini di anni possibilmente sufficienti ad avere la perdita totale di suolo utile. La carta del rischio di erosione idrica è stata pubblicata sulla rivista scientifica *Journal of Maps*, come riportato negli Allegati.

1. Introduzione

Il declino della sostanza organica e l'erosione idrica sono due dei fattori di rischio di degrado del suolo che venivano riconosciuti dalla Strategia Tematica Europea per la protezione del suolo (Commission of European Communities, 2002, 2006). Entrambi i rischi sono ben presenti nella realtà siciliana, ma in che misura è possibile contrastarli modificando le attività antropiche ed in particolare quelle in ambito agricolo, in maniera da ridurre l'impatto negativo o addirittura incrementarne l'impatto positivo? Il suolo, infatti, è influenzato da innumerevoli fattori schematizzati da Jenny (1941) in 5 categorie: materiale genitore (litologia), morfologia, organismi, clima e tempo. L'effetto antropico rientra all'interno dell'effetto degli organismi viventi e si esplica in ambito agricolo nella programmazione territoriale, cioè nella scelta degli usi del suolo più adatti ad ogni ambiente, e nella scelta delle migliori pratiche agricole (*best practices*). A causa del cambiamento climatico in atto, negli ultimi anni ha assunto una notevole importanza anche la valutazione dell'impatto climatico, in maniera da poter ipotizzare scenari di aggravamento o mitigazione dei rischi di

degradazione del suolo. Lo scopo della ricerca di dottorato svolta è stato quello di mettere a punto dei modelli, che permettessero di spiegare le relazioni esistenti fra le azioni dell'uomo in ambito agricolo con la sostanza organica e con l'erosione idrica, nei suoli siciliani, tenendo conto anche del clima. Le due indagini relative al rischio di declino della sostanza organica e al rischio di erosione idrica sono state svolte separatamente, in parallelo, ed è così vengono riportate.

I suoli costituiscono la più grande riserva di carbonio del mondo (1500 Gt, cioè $1,5 \times 10^{21}$ g, Commission of European Communities, 2006), sotto forma di carbonio organico o inorganico. Il carbonio organico del suolo (SOC) è la principale componente della sostanza organica dei suoli ed è uno dei principali caratteri che differenziano le tipologie di suoli e che ne influenzano la fertilità.

Fantappiè et al. nel 2010 hanno studiato la relazione fra il SOC e i fattori litologia, morfologia, uso del suolo, clima e tempo, nei suoli italiani, e hanno trovato che tutti i suddetti fattori avevano relazioni significative con le variazioni di SOC dei suoli italiani nei primi 50 cm di profondità. In particolare le variazioni più significative sono risultate quelle dovute alle variazioni di uso del suolo, di morfologia, di pedoclima, e di litologia. Gli autori hanno trovato che il SOC nei suoli italiani era pari mediamente a 3 dag/kg nelle foreste, 2,1 dag/kg nei pascoli e 1,4 dag/kg nelle aree agricole; era sempre mediamente inferiore a 2 dag/kg nelle aree collinari (<600 m di quota) a pendenza medio-bassa (<30 %) e nelle aree di fondovalle, mediamente compreso fra 2,2 e 3,2 dag/kg nelle aree collinari (<600 m di quota) ad elevata pendenza (>30 %) e nella bassa montagna (600-1500 m di quota), significativamente più alto e intorno ai 6,8 dag/kg nelle zone di alta montagna (>1500 m di quota); nei suoli con regime termometrico termico e mesico era in media rispettivamente intorno agli 1,48 dag/kg e 1,88 dag/kg; nei suoli con regime udometrico xerico-secco, xerico, ustico e udico era in media rispettivamente intorno agli 1,23 dag/kg, 1,52 dag/kg, 1,64 dag/kg e 2,2 dag/kg; infine la varietà litologica italiana era stata suddivisa in 5 grandi raggruppamenti e il SOC mediamente più basso, intorno agli 1,18 dag/kg, si aveva nel raggruppamento dato dai sedimenti

marini, depositi eolici, calcareniti e depositi costieri, mentre il SOC mediamente più alto, intorno ai 2,92 dag/kg, si aveva nel raggruppamento dato da rocce calcaree, dolomitiche o metamorfiche. Gli autori hanno trovato significative differenze medie dello stock di SOC nei suoli italiani anche confrontando le diverse Soil Regions italiane, raggruppate al primo livello. In particolare nelle Soil Regions 62.1, 62.2 e 62.3, presenti in Sicilia, lo stock di SOC era significativamente inferiore alla media nazionale. Fantappiè et al. nel 2010 hanno trovato, inoltre, che nei suoli italiani si era verificato un significativo decremento del SOC dal decennio 1979-1988 al decennio 1989-1998, essendo passato da una media di 2,4 dag/kg ad una media di 1,5 dag/kg, mentre nel successivo decennio 1999-2008 si era avuta una ripresa, passando ad una media di SOC pari a 1,8 dag/kg. Gli stessi autori nel 2011 hanno trovato che l'effetto delle variazioni climatiche sulle variazioni di SOC nei 3 decenni era stato generalmente basso. Una relativamente più alta influenza climatica si era avuta in tutti i pascoli, e in parte anche nelle aree agricole, ma solo dove si era verificato una diminuzione da moderata ad alta delle precipitazioni medie annue (<-100 mm/anno) e un incremento da moderato ad alto delle temperature medie annue (>+0,62 °C). Il 73% delle variazioni di SOC nei 3 decenni restavano però inspiegate e gli autori hanno ipotizzato che potessero essere dovute a variazioni della gestione del suolo, piuttosto che a variazioni climatiche, rimandando a successivi studi la verifica di questa ipotesi.

Anche altri studi recenti hanno portato a pensare che le principali cause di perdita di SOC sono state negli ultimi decenni i cambiamenti di uso e di gestione del suolo, piuttosto che le variazioni climatiche (Bellamy et al., 2005; Gardi and Sconosciuto, 2007; Smith et al., 2007a, 2007b; Smith, 2008; Minasny et al., 2010). Smith et al. (2007c) concludevano che solo il 10-20 % delle perdite di SOC osservate in Inghilterra e Galles dal 1978 al 2003 potevano essere attribuite al riscaldamento climatico. Evidenze sperimentali di lungo periodo hanno suggerito, tuttavia, che le perdite di SOC possono essere invertite tramite pratiche di gestione del suolo che ne minimizzano il disturbo e ottimizzano la resa colturale attraverso la fertilizzazione (Cole et al., 1996; Dick

et al., 1998; Hendrix et al., 1998; Janzen et al., 1998; Peterson et al., 1998; Rasmussen et al., 1998).

L'impatto antropico sul SOC può trasformare i suoli da accumulatori a generatori netti di emissioni di CO₂ nell'atmosfera. Secondo Post et al. (2001) i vasti cambiamenti nell'uso del suolo e nelle attività agricole che sono avvenuti negli ultimi 2 secoli hanno trasformato i suoli da *sinks* (accumulatori) a *net sources* (emissori netti) di CO₂ per l'atmosfera. L'uomo può avere un impatto diretto o indiretto sui fattori della pedogenesi. Esempi di impatto diretto sono il rimodellamento della morfologia dei versanti, o il cambio di uso del suolo. Un esempio di impatto indiretto sono, invece, tutte quelle azioni che hanno una influenza sul cambiamento climatico. L'uomo ha un impatto diretto sul SOC anche tramite le pratiche di gestione adottate in campo agricolo e forestale. Lal et al. nel 1998 hanno condotto uno studio approfondito di tutte quelle pratiche agricole che potevano avere un potenziale contributo nel sequestro di carbonio organico, considerando i sistemi agricoli in uso negli U.S.A. In particolare nel capitolo 10 elencano una serie di pratiche che includono sotto il cappello della *intensificazione dell'agricoltura*. Fra di esse si annoverano le lavorazioni conservative (*conservation tillage*), la gestione dei residui, l'irrigazione, la fertilizzazione minerale e organica, le rotazioni, le colture di copertura (*cover crops*). Le lavorazioni conservative vengono definite in comparazione alle lavorazioni convenzionali, che utilizzano varie passate di aratro, con vomere o a disco, e polverizzatori come le zappatrici, in quanto riducono molte delle suddette operazioni. Fra le lavorazioni conservative Lal et al. (1998) annoverano le lavorazioni superficiali, le lavorazioni minime (*minimum tillage*), e la semina su sodo (*no tillage* o *sod seeding*). Lal et al. (1998) introducono anche il concetto di gestione agricola conservativa (*CT system*), includendo in essa, oltre alle lavorazioni conservative, anche la gestione dei residui, cioè la pacciamatura (*mulching*), e le colture di copertura (*cover crops*). Ma in che misura i sistemi conservativi possono ridurre il rischio di declino della SOC e viceversa incrementare lo stock di SOC dei suoli? Secondo Lal (2004) i tassi di sequestro di stock di SOC misurabili a seguito di adozione delle pratiche di gestione agricola conservativa possono variare da 50 a 1000 kg ha⁻¹ y⁻¹.

Edwards et al. (1992) hanno osservato che una conversione da lavorazioni convenzionali a lavorazioni conservative incrementava il SOC nei primi 10 cm di suolo da 10 g/kg a 15,5 g/kg in 10 anni. Lal et al. (1998), citando altri autori, avvisano che questo incremento può essere minimo o nullo nei primi 2-5 anni dalla conversione (Franzluebbers e Arshad, 1996) e molto più alto nei successivi 5-10 anni, e che si tratta di un accumulo che può avere breve durata, se lo stesso suolo viene nuovamente arato, nonostante che per molti anni si siano adottate lavorazioni conservative (Gilley e Doran, 1997). Le ricerche di molti altri autori confermano un incremento del SOC passando dalle lavorazioni convenzionali alle lavorazioni conservative (Doran, 1980; Doran et al., 1987; Rasmussen e Rohde, 1988; Tracy et al., 1990; Havlin et al., 1990; Wood et al., 1991a, b; Kern e Johnson, 1993; Power, 1994; Lafond et al., 1994; Reicosky et al., 1995) e questo è dovuto principalmente secondo Lal et al. (1998) all'incremento dell'areazione del suolo nelle lavorazioni convenzionali, che porta all'ossidazione della sostanza organica.

Lozano García e Parras-Alcántara nel 2013 hanno confrontato le variazioni di SOC, azoto totale (N) e rapporto fra SOC e N (C/N) a diverse profondità, confrontando in suoli ed ambienti simili (Cambisols in clima mediterraneo arido del sud della Spagna) 2 usi del suolo, un sistema silvo-pastorale e coltivazioni di olivi, entrambi gestiti o con un sistema tradizionale, caratterizzato da lavorazioni con aratura a disco e coltivatore, fertilizzazione chimica e uso di erbicidi, oppure con un sistema conservativo, caratterizzato da no tillage, fertilizzazione organica, inerbimento e diserbo tramite pascolamento. Hanno trovato negli oliveti un contenuto di SOC ed N significativamente maggiore a tutte le profondità nel sistema conservativo rispetto a quello tradizionale, mentre le differenze non erano significative per l'uso silvo-pastorale fra i due sistemi di gestione. Il rapporto C/N non differiva nelle diverse gestioni.

Ge et al. nel 2013 hanno trovato che un sistema di agricoltura organica per la coltura di ortaggi, caratterizzato da ridotte lavorazioni, apporti regolari di

sostanza organica e strategie di riciclo dei nutrienti basate sulle rotazioni colturali determinavano un significativo incremento nel suolo di SOC, N e della massa microbica.

Das et al. nel 2014 hanno comparato l'effetto del no tillage, di vari livelli di minimum tillage e del conventional tillage sulle proprietà del suolo e sulla resa in coltivazioni di riso in India. Hanno trovato un incremento significativo del SOC passando da conventional tillage a lavorazioni conservative (minimum tillage o no tillage). Passando da minimum tillage a no tillage, invece, il SOC aumentava in maniera non significativa. Dal punto di vista economico, invece, il minimum tillage era la pratica più conveniente fra tutte, con il tasso netto di ritorno economico per ogni dollaro investito significativamente maggiore. Questo perché la diminuzione delle rese era controbilanciata dai minori costi di produzione.

Quanying et al. nel 2014 hanno trovato che non c'erano differenze significative nel SOC in una coltivazione di mais, nel nord-est della Cina, su suoli classificati come Mollisols, confrontando un sistema di gestione caratterizzato da minimum tillage, rimozione dei residui colturali, monocoltura e fertilizzazione chimica, con un sistema di gestione caratterizzato da no tillage, mantenimento dei residui colturali, presenza di periodi di riposo nella rotazione e fertilizzazione chimica. L'analisi è stata effettuata dopo un periodo di 9 anni di diversa gestione. Le profondità di suolo confrontate erano i primi 20 cm e i successivi da 20 a 40 cm. In entrambe le profondità le differenze di SOC non erano significative. Differenze significative erano invece state trovate per il carbonio della biomassa microbica e per altre frazioni di carbonio labile.

Migliorini et al. nel 2014 hanno confrontato il contenuto di SOC, N e la frazione umificata del SOC (acidi umici e fulvici, HA+FA), nei primi 25 cm di profondità, in coltivazioni di seminativi gestite seguendo 3 diversi sistemi colturali. Nel sistema convenzionale si adottavano la monosuccessione di colture depauperanti (girasole e cereali) da 15 anni, la fertilizzazione chimica, e il controllo delle infestanti con pesticidi chimici. Nel sistema intermedio (per 8

anni ad agricoltura integrata e successivi 7 ad agricoltura biologica) si adottavano nei primi 8 anni una rotazione quadriennale (coltura miglioratrice ogni 4 anni), la fertilizzazione chimica e il controllo delle infestanti con pesticidi, nei successivi 8 anni la fertilizzazione misto chimica-organica e il controllo ecologico delle infestanti. Nel terzo sistema, biologico da 15 anni, si adottavano una rotazione quadriennale (coltura miglioratrice ogni 4 anni), la fertilizzazione misto chimica-organica e il controllo ecologico delle infestanti. Il sistema di lavorazione del suolo era sempre aratura superficiale in tutti e 3 i sistemi. I risultati hanno dato che il SOC e gli HA+FA erano significativamente più elevati nei sistemi intermedio e biologico, rispetto al convenzionale, ma non significativamente diversi fra l'intermedio e il biologico; l'N era significativamente più elevato nel biologico rispetto agli altri due sistemi.

López-Garrido et al. nel 2014 hanno trovato un SOC nei primi 25 cm di profondità significativamente inferiore in un sistema di gestione caratterizzato da arature superficiali, rispetto ad un sistema con minimum tillage, e rispetto ad un sistema con no tillage, accompagnati entrambi dall'uso di diserbanti chimici. Le sperimentazioni sono state condotte in ambiente mediterraneo su suoli fluviali, con regime udometrico xerico. Il tipo di coltura erano i cereali con rotazione triennale, identica nei 3 sistemi.

Badgery et al. nel 2014 hanno studiato l'effetto dell'uso e della gestione del suolo sul SOC e sulle sue frazioni, dei sistemi colturali e pastorali del Central New South Wales, Australia. Hanno trovato che la quantità di concime chimico azotato apportato alle colture aveva un significativo effetto negativo rispetto al SOC e alle sue componenti sia labile che resistenti (ma nessun effetto sulla componente umificata), mentre la quantità di concime fosforico aveva un significativo effetto opposto. Per quanto riguarda la gestione dei pascoli hanno trovato un significativo effetto negativo della percentuale di suolo nudo in relazione sia al SOC che alla sua componente labile, e viceversa un significativo effetto positivo della intensità di pascolamento. Il SOC e le sue componenti erano sempre significativamente superiori nei primi 10 cm di profondità nei pascoli rispetto alle colture agrarie.

Grazie alle ricerche svolte nell'ambito del dottorato è stato possibile approfondire le relazioni reciproche fra il SOC, l'N e gli HA+FA, e in relazione al regime udometrico dei suoli (che è un indicatore dell'aridità dei suoli), ma soprattutto in relazione ad alcune delle pratiche agronomiche adottate nella Sicilia occidentale.

Anche l'erosione idrica del suolo è uno dei fattori di rischio che veniva annoverato dalla Strategia Tematica Europea per la protezione del suolo (Commission of European Communities, 2002, 2006), ed è uno dei rischi a cui è maggiormente soggetta la Sicilia. Numerosi modelli sono stati elaborati per la stima dell'erosione idrica del suolo: empirici, concettuali o fisicamente basati, secondo la classificazione proposta da Wheeler et al. nel 1993. I modelli empirici utilizzano i risultati di ricerche empiriche sulle relazioni fra le variabili in gioco. I modelli concettuali esprimono tramite formule matematiche le relazioni concettualmente valide fra le variabili in gioco. I modelli fisicamente basati ricostruiscono le relazioni fra le variabili, riconducendole il più possibile alla realtà fisica dei fenomeni in atto. La distinzione effettuata da Wheeler et al. (1993) è utile, anche se spesso i modelli reali sono difficilmente classificabili, in quanto sono un misto fra le tre tipologie (Merritt et al., 2003). I modelli fisicamente basati sono in teoria i più esatti. Nella pratica, però, sono spesso difficilmente applicabili per la grande quantità di informazioni richieste, difficilmente reperibili. I modelli empirici, non dovendo indagare tutte le complesse parti del sistema fisico, possono essere più semplici, ma necessitano di una calibrazione dei parametri, per essere adottati in sistemi e realtà diverse da quelle dove sono stati calibrati. Il modello empirico di maggior uso per la stima dell'erosione idrica è sicuramente la USLE, Universal Soil Loss Equation, di Whishmeier e Smith (1978).

Grazie alle ricerche svolte nell'ambito del dottorato è stato possibile calibrare il modello USLE alla realtà siciliana, per tutti i suoi fattori, ed in particolare per quanto riguarda i fattori R, relativo all'aggressività climatica, e C, relativo al diverso grado di protezione dato dalla copertura vegetale, cioè dal tipo di uso

del suolo. In parte il lavoro è già stato pubblicato (Fantappiè et al., 2014) e se ne riportano in Allegati la prime due pagine. L'intera procedura di calibrazione e validazione non è stata però ancora pubblicata.

2 Materiali e metodi

Gli ambienti indagati per l'elaborazione del modello di rischio di declino del SOC sono situati nella Sicilia occidentale, nella Soil region 62.2, così descritta: colline della Sicilia su flisch argillosi, calcareniti, arenarie e piane costiere (Costantini et al., 2013a). In particolare i pedopaesaggi indagati sono: le aree collinari, con pendenze variabili da deboli (< 8 %) a medie (8-30 %), sviluppate su substrati argillosi e limosi di origine marina; i terrazzi marini calcarenitici e i terrazzi fluviali. Si tratta, dunque, di un ambiente omogeneo in relazione al SOC, per quanto riguarda la Soil Region di appartenenza, la litologia, la morfologia e l'uso del suolo, secondo quanto indicato da Fantappiè et al. nel 2010. Per quanto riguarda il pedoclima, invece, i suoli dell'area di indagine sono caratterizzati generalmente da pedoclima xerico-secco, ma localmente anche da pedoclima xerico. Per quanto riguarda, invece, la calibrazione del modello USLE, l'area indagata è stata l'intero territorio siciliano, isole minori comprese.

Una parte dei dati pedologici utilizzati per l'elaborazione del modello di rischio di declino della SOC sono stati ricavati dalla banca dati dei suoli della Sicilia e una parte sono stati ricavati da campionamenti e analisi effettuati negli anni 2013 e 2014. A partire dalla banca dati dei suoli della Sicilia sono stati selezionati i dati di 52 profili pedologici, analizzati tutti per il SOC e 15 anche per l'N, realizzati in seminativi o in colture agrarie legnose (oliveti, vigneti e altri frutteti), in un arco di tempo che va dal 1995 al 2008. Le colture agrarie legnose, di seguito verranno sempre indicate per semplicità come frutteti. Ulteriori 22 siti di campionamento, localizzati nei seminativi della stessa area di indagine, sono stati appositamente campionati, e analizzati per SOC e N, nei mesi di marzo degli anni 2013 e 2014, con un rilevamento a griglia, prelevando una media di 5 campioni per appezzamento, dei primi 40 cm di profondità.

Le fonti dati dei 52 profili pedologici della banca dati dei suoli della Sicilia erano: le pubblicazioni regionali (Bono et al., 1998; Guaitoli et al., 1998; Raimondi e Indorante, 2001), le carte dei suoli al 25.000 relative ai lotti di Menfi, Sciacca e Mazara e infine la carta dei suoli al 250.000 della Sicilia (Fantappiè et al., 2011a). Le analisi del suolo (sia dei suoli ricavati dalla banca dati, sia di quelli appositamente campionati) sono state sempre eseguite seguendo le metodologie ufficiali indicate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali Italiano. In particolare l'analisi del SOC è stata effettuata utilizzando il metodo Walkley-Black (1934), così come indicato da Sequi e De Nobili (2000a), e l'analisi dell'N è stata effettuata utilizzando il metodo standard ISO, Kjeldahl (1983), così come indicato da Benedetti et al. (2000). I valori di SOC sono stati convertiti nello standard ISO (ISO14235) utilizzando la formula proposta dal progetto ECALP dell'Ufficio europeo del suolo (Garlato et al. 2009): $SOC \text{ (standard ISO)} = 0,0763 + 1,0288 * SOC \text{ (dag kg}^{-1}\text{)}$ ($R^2 = 0,9763$). I valori di SOC (dag kg^{-1}) e N (g kg^{-1}), ricavati dalla banca dati, sono stati riferiti ai primi 40 cm di profondità, come spiegato di seguito: sono stati considerati tutti gli orizzonti Ap e A con limite superiore entro i primi 40 cm dalla superficie del suolo minerale e qualsiasi altro tipo di orizzonte, ad eccezione degli orizzonti C, con limite inferiore entro i primi 40 cm dalla superficie di suolo minerale. In caso di presenza di più di un orizzonte per osservazione, un unico dato è stato calcolato come media ponderata sulla base della profondità dei singoli orizzonti. Un valore medio di SOC e N per appezzamento è stato ottenuto per ognuno dei 22 siti appositamente campionati nel 2013 e 2014. Su 36 campioni dei 22 appezzamenti è stata effettuata anche l'estrazione e il frazionamento del carbonio organico, per determinare il contenuto di acidi umici e fulvici, seguendo le metodologie ufficiali indicate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali Italiano, così come indicato da Sequi e De Nobili (2000b). Le sostanze umiche sono state solubilizzate da una soluzione alcalina di sodio pirofosfato e sodio idrossido, che provoca la dissociazione dei gruppi polifunzionali acidi e la sostituzione di cationi bivalenti e trivalenti con ioni sodio. L'estrazione solubilizza, però, anche sostanze non umiche come carboidrati ed amminoacidi provenienti dai residui vegetali e animali solo parzialmente decomposti. Da questo estratto totale sono

stati, quindi, separati gli acidi umici, per precipitazione, e quelli fulvici mediante cromatografia di adsorbimento in fase solida su resina di polivinilpirrolidone. In soluzione rimangono le sostanze non umiche estratte. La determinazione del carbonio organico nell'estratto totale (TEC) e nelle frazioni umiche (HA) e fulviche (FA) è stata effettuata utilizzando la metodologia di Springer e Klee (1954), così come indicato da Sequi e De Nobili (2000a e b). Sono stati, quindi, calcolati il grado di umificazione (DH), cioè il rapporto $(HA+FA)/TEC$, e il tasso di umificazione (HR), cioè il rapporto $(HA+FA)/SOC$.

Per la calibrazione del modello USLE sono stati raccolti una serie di dati di seguito elencati:

- 1) i risultati pubblicati da Agnese et al. nel 2006, relativi agli indici di aggressività di singoli eventi piovosi ($Mj\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$), e numero medio di piogge erosive verificatesi in 5 stazioni meteorologiche distribuite in tutta la Sicilia, durante il periodo 1990-1999;
- 2) i dati di precipitazioni medie mensili degli anni dal 1979 al 2008 forniti dal CRA-CMA (Unità di Ricerca per la Climatologia e la Meteorologia applicata all'Agricoltura, del Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura), localizzati in 60 punti di una griglia a maglia regolare a 32 km su tutta la Sicilia;
- 3) la carta dei suoli della Sicilia 1:250.000 (Fantappiè et al., 2011a);
- 4) il modello digitale del terreno, DEM, della Sicilia a 20 m;
- 5) la carta del Corine land cover del 2006 (De Jager, 2012);
- 6) la carta dell'uso del suolo della Sicilia in scala 1:250.000 (Regione Siciliana, 1994);
- 7) la carta delle categorie e tipi forestali della Sicilia (Regione Siciliana, 2010) e il relativo documento di accompagnamento sui tipi forestali (Camerano et al., 2011);
- 8) 6150 dati puntuali georiferiti, sulla presenza o assenza di erosione del suolo, derivati dal database dei suoli della Sicilia (1926 di assenza e 1531 di presenza), da carte geomorfologiche pubblicate (1935 evidenze di presenza) (Agnesi et al., 1995; Agnesi et al., 1996; Agnesi et al., 2000; Agnesi et al., 2005; Agnesi et al.,

2007; Daina et al., 1979; Di Maggio, 2000; Giorgianni et al., 1997; Monteleone e Pipitone, 1995; Monteleone et al., 2000; Monteleone et al., 2004; Monteleone et al., 2006, Sabatino and Monteleone, 2006) e dal progetto LUCAS (174 evidenze di assenza e 584 evidenze di presenza) (LUCAS, 2009);
9) la carta delle aree terrazzate della Sicilia (Barbera et al., 2010).

Per la validazione del modello USLE sono stati raccolti i seguenti dati:

- 1) i dati pubblicati di erosione idrica misurata, relativi a 3 stazioni georiferite (Bagarello et al., 2010 e 2012; Cosentino et al., 2004; Novara et al., 2011);
- 2) la carta dell'erosione idrica del suolo ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) elaborata dal progetto PESERA (Kirkby et al., 2004), con un modello fisicamente basato;
- 3) la carta dell'erosione idrica del suolo ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) elaborata dal progetto USLE del Joint Research Centre of the European Commission, JRC (Grimm et al., 2003; Van Rompaey et al., 2003);
- 3) la carta del rischio di erosione idrica, espresso in classi, elaborata dal progetto MESALES, dall'INRA (Francia) per conto del JRC (Le Bissonnais et al., 2002), con un modello concettuale.

2.1 Clima dell'area di indagine della Sicilia occidentale e pedoclima dei 74 suoli indagati

Il clima dell'area di indagine della Sicilia occidentale è così classificato da Costantini et al. (2013b): da mediterraneo a subtropicale, parzialmente semiarido, caratterizzato da temperature medie annue pari a 16,7 °C (con 1,0 °C di Std. Dev.), indice di continentalità, cioè differenza fra la temperatura media estiva e quella invernale, pari a 14,2 °C (con 0,3 °C di Std. Dev.), precipitazioni medie annue pari a 606,6 mm/anno (con 66,8 mm/anno di Std. Dev.), evapotraspirazione potenziale media annua pari a 1210,6 mm/anno (con 41,7 mm/anno di Std. Dev.). Il pedoclima dei suoli dell'area di indagine è caratterizzato da un regime termometrico di tipo termico, e da un regime udometrico prevalentemente xerico-secco, cioè con più di 115 giorni di suolo secco nell'arco dell'anno, ma con minor diffusione anche xerico, cioè con giorni di secco compresi fra 80 e 115. Il regime udometrico dei suoli in esame è

stato calcolato sulla base delle caratteristiche climatiche e sulla base delle caratteristiche di tessitura dei suoli indagati, utilizzando la funzione pedoclimatica elaborata da L'Abate e Costantini nel 2009. L'effetto delle variazioni climatiche sulle variabili del suolo è stato indagato analizzando l'effetto della variazione del regime udometrico, che è a tutti gli effetti un indice di inaridimento dei suoli.

2.2 Indagine agronomica

Una indagine agronomica è stata svolta per i 74 siti utilizzati per l'elaborazione del modello di rischio di declino del SOC. È stato possibile risalire ai proprietari dei 52 profili selezionati dalla banca dati dei suoli della Sicilia, individuando le particelle catastali in cui ricadevano. I proprietari sono stati intervistati secondo uno schema di domande appositamente predisposto (Figura 2.1), sia sul tipo di gestione attuale della particella sia su quello passato, considerando i possibili cambi gestionali effettuati in diversi archi di tempo. In questa maniera è stata attribuita, anche ai profili pedologici ricavati da banca dati, il tipo di gestione agronomica caratteristico degli anni in cui è stato effettuato.

ID MACROAREA:	COD. COMUNE CATASTALE:	FOLGIO CATASTALE:	PARTICELLA CATASTALE NUM:	ANNI periodo	
S.RH.Fase/Datum:	Y (N):	X (E):	COD. PROVINCIA ISTAT	COD. COMUNE ISTAT	
MACROAMBIENTE_CODE:	MACROUSO:	INDIRIZZO_AZIENDA (operante):			
OPERAZIONI IMPIANTO:		LAVORAZIONI:		ROTAZIONI:	
Dissodamento/scasso	Sistema	tradizionale	Monosuccessione	> 3 anni	
Livellamento		a due strati		<= 3 anni	
Spietramento		ridotta (minimum)		annuale	
Riparti		nulla (no till)		biennale	
Note		a rittochino		trennale	
SISTEMAZIONI IDRAULICHE:		Operazioni		CONSOCCIAZIONI:	
In collina:	rittochino	aratura > 30 cm	Successione colt.	quadiennale	
cavalcapoggio	aratura <= 30 cm	1)		permanente	
girapoggio	ripertura	CD depauperanti		2)	temporaneo
spina	fresatura	CM miglioratrici		3)	di leguminose
In pianura:	zappatura	CR da rinnovo		4)	leguminose + graminacee
affossatura:	erpatura	CS set aside	5)	Consociazioni altre	
baualtura:	sarchiatura	CF foraggiere	6)	tipo	
drenaggio:	rullatura			Agroforestry	
ADESIONE A MISURE AGROAMBIENTALI			PROTEZIONE SUOLO		
Normative		Condizionalità	Altre misure		
Reg. CEE 2078/92 dal 1994-95			Fasce perimetrali (Arbustive/arboree)		
PSR Sicilia 2000-2006			Fasce trasversali (Buffer strips, erbacee/arbustive)		
PSR Sicilia 2007-2013			Terrazzamenti in pietra		
			Terrazzamenti inerbiti (Ciglionamenti)		
Azioni		Azioni	Durata impegno	Anno inizio	
F/2078	Durata impegno	Anno inizio	F4B	Culture di copertura (Cover crops)	
F1A			214/1A	Pacciamatura (Mulching)	
F1B			214/1B	Altra protezione (specificare)	
F2			214/1F	IRRIGAZIONE	
F3			214/1G	per aspersione	
F4A			216/A	per scorrimento	
				per sommersione	
				a goccia	
				subirrigazione	
				fertirrigazione	
				NOTE	

Figura 2.1 Scheda di rilevamento delle pratiche agronomiche georiferenziate

Di seguito riportiamo, nelle Tabelle da 2.1 a 2.9, la codifica adottata per schematizzare l'indagine delle pratiche agronomiche.

Tabella 2.1 Lavorazioni

Aratura profonda (> 30 cm).
Aratura superficiale (<= 30 cm).
Sarchiatura (<i>Cultivator</i>).
Erpicatura.
Fresatura.
Rullatura.
Scarificazione, rippatura o ripuntatura (<i>Ripper</i>).
Zappatura.

Tabella 2.2 Fertilizzazioni

Fertilizzazione biologica.
Fertilizzazione chimica.
Fertilizzazione mista.
Sovescio di leguminose.

Tabella 2.3 Rotazioni (solo per seminativi)

Monosuccessione	colture depauperanti per più di 2 anni.
Rotazione annuale:	nello stesso anno coltura depauperante e coltura intercalare miglioratrice o da rinnovo.
Rotazione biennale:	coltura da rinnovo o miglioratrice - coltura depauperante.
Rotazione triennale:	coltura da rinnovo - coltura depauperante - coltura miglioratrice.
Rotazione quadriennale:	coltura da rinnovo - coltura depauperante - coltura miglioratrice - coltura depauperante
Rotazione quinquennale:	coltura da rinnovo - coltura depauperante - 2 anni di coltura miglioratrice - coltura depauperante.
Rotazione lunga (>5 anni):	varie tipologie di successioni che intercalano colture da rinnovo o colture miglioratrici alle colture depauperanti.

Tabella 2.4 Consociazioni

Sistemi agroforestali
Inerbimento, di miscugli di graminacee e leguminose.
Inerbimento, di leguminose.
Consociazioni di ortaggi
Consociazione permanente.
Consociazione temporanea.
Consociazioni varie

Tabella 2.5 Operazioni di impianto

Apporto di ammendanti e altri materiali da riporto.
Dissodamento e/o scasso.
Livellamento e/o modellamento dei versanti.
Spietramento.

Tabella 2.6 Sistemazioni idraulico agrarie

Sistemazioni in collina: cavalcapoggio.
Sistemazioni in collina: girapoggio.
Sistemazioni in collina: rittochino (indicare la lunghezza del versante).
Sistemazioni in collina: a spina.
Sistemazioni in pianura, baulatura.
Sistemazioni in pianura, drenaggio.
Sistemazioni in pianura, affossatura permanente (scoline, capofossi, fossi collettori).

Tabella 2.7 Irrigazione

Irrigazione per aspersione.
Irrigazione a goccia.
Irrigazione per sommersione/scorrimento.

Tabella 2.8 Impianto dei vigneti

Alberello
Tendone
Filari a rittochino
Filari in traverso

Tabella 2.9 Pratiche di protezione del suolo

Cover crops, colture di copertura da inserire nelle rotazioni nel periodo delle piogge.
Fasce perimetrali arbustive o arboree.
Fasce trasversali (<i>buffer strips</i>) erbacee o arbustive.
Pacciamatura (<i>mulching</i>).
Solchi acquai temporanei.
Terrazzamenti inerbiti, ovvero ciglionamenti.
Terrazzamenti in pietra.

Parte dell'intervista era dedicata anche a verificare l'adesione a specifiche misure agro-ambientali promosse dalla Regione Siciliana, la cui codifica è riportata in Tabella 2.10.

Tabella 2.10 Misure agro-ambientali

Misure	Descrizione
Regolamento CEE 2078 del 1992	
A	Sensibile riduzione dell'impiego di concimi e/o fitofarmaci (produzione integrata).
B	Introduzione e mantenimento agricoltura biologica.
C	Mantenimento dei vigneti in asciutto estensivi.
D	Conversione dei seminativi in pascoli estensivi.
E	Mantenimento della produzione estensiva (mandorlo, carrubo, nocciolo e altre colture tradizionali).
F	Metodi di produzione compatibili con l'ambiente e la cura del paesaggio (terrazzamenti e canalette di scolo).
G	Ritiro dei seminativi dalla produzione (<i>set-aside</i> , 20anni), fasce trasversali arboree/arbustive nelle aree acclivi).
Piano di Sviluppo Rurale 2000-2006	
F1A	Metodi di produzione integrata.
F1B	Agricoltura e zootecnia biologica.
F2	Sistemi foraggieri estensivi, cura del paesaggio e interventi antierosivi.
F3	Ricostituzione e/o mantenimento del paesaggio agrario tradizionale, di spazi naturali e seminaturali.
F4A	Ritiro dei seminativi dalla produzione per scopi ambientali.
F4B	Allevamento di razze animali locali in pericolo di estinzione.
Piano di Sviluppo Rurale 2007-2013	
214 1A	Metodi di gestione dell'azienda agricola ecosostenibili.
214 1B	Agricoltura e zootecnia biologica.
214 1C	Adozione di avvicendamenti colturali per il miglioramento della struttura del suolo.
214 1E	Mantenimento delle fasce tampone, delle siepi e delle formazioni vegetali costituite con la misura 216.
214 1F	Conversione dei seminativi in pascoli permanenti.
214 1G	Contrasto ai fenomeni di dissesto idrogeologico e recupero del paesaggio agrario tradizionale.
216 2C	Sostegno agli investimenti non produttivi nei terreni agricoli.
216 A	Investimenti associati alla 214/1 - Adozione di metodi di produzione agricola e di gestione del territorio sostenibili. Impianto di fasce costituite da essenze vegetali, arbustive ed arboree variamente consociate.

2.3 Elaborazioni statistiche uni e multivariate

La normalità delle variabili indagate, SOC, N, rapporto C/N, TEC, HA+FA, DH e HR, è stata testata per mezzo del *Shapiro-Wilks W* test e tramite analisi dell'istogramma delle frequenze e relative *skewness* e *kurtosis*. L'effetto del regime udometrico, dell'uso del suolo e delle diverse categorie di gestione

agronomica sulle variabili indagate è stata valutata tramite un test parametrico come il t-test, nel caso in cui sono risultate normalmente distribuite, oppure tramite il test non parametrico Mann-Whitney U test, nel caso in cui sono risultate non normalmente distribuite.

L'esistenza di una correlazione fra le variabili SOC, N, TEC e HA+FA è stata testata per mezzo di una Spearman Rank Order Correlation analysis. Le variabili distribuite non normalmente sono state trasformate con funzione logaritmica, e se ne è verificata la normalità. Quindi sono stati effettuati test di regressione univariata per verificare le correlazioni significative individuate dalla Spearman Rank Order Correlation analysis. L'analisi dell'effetto complessivo del pedoclima, dell'uso del suolo e delle diverse categorie di gestione agronomica sulle variabili SOC, N e HA+FA è stata realizzata tramite una Multiple Linear Step Wise Regression, verificando l'effetto dell'introduzione o meno della variabile N come predittore della variabile SOC, e delle variabili SOC, N e TEC come predittori della variabile HA+FA. La Multiple Linear Step Wise Regression è stata effettuata utilizzando, al posto delle variabili risultate non normalmente distribuite, le corrispondenti variabili normalizzate con trasformazione logaritmica.

2.4 Metodo di calibrazione del modello USLE

Per spiegare più facilmente il metodo adottato per la calibrazione del modello USLE si riporta nella Figura 2.2 il diagramma pubblicato nel 2014 (Fantappiè et al., 2014). Il diagramma costituisce in ogni caso una rappresentazione semplificata in cui non si riportano tutti i passaggi della calibrazione.

Il primo passo nel processo di calibrazione ha riguardato la scelta della formula per la stima del fattore R ($Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$) relativo all'erosività delle piogge. A partire dai dati di Agnese (2006), moltiplicando gli indici di aggressività dei singoli eventi piovosi ($Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) per il numero medio di piogge erosive in un anno, è stata calcolata la media dell'indice di erosività delle 5 stazioni meteorologiche. Contemporaneamente a partire dai dati meteorologici del

CRA-CMA è stata stimata l'erosività in corrispondenza delle 5 stazioni meteorologiche utilizzando 5 diverse formule di stima (Arnoldous, 1977 e 1980; Ferro et al. 1999; Renard and Freimund, 1994; Yu and Rosewell, 1996). Fra le 5 formule è stata scelta quella che ha dato il più basso valore di Root Mean Squared Errors, RMSE. Dopodiché, utilizzando la formula scelta, è stato calcolato l'R per ognuno dei 60 punti della griglia del CRA-CMA ed è stato interpolato un *raster* dell'R tramite *ordinary kriging*.

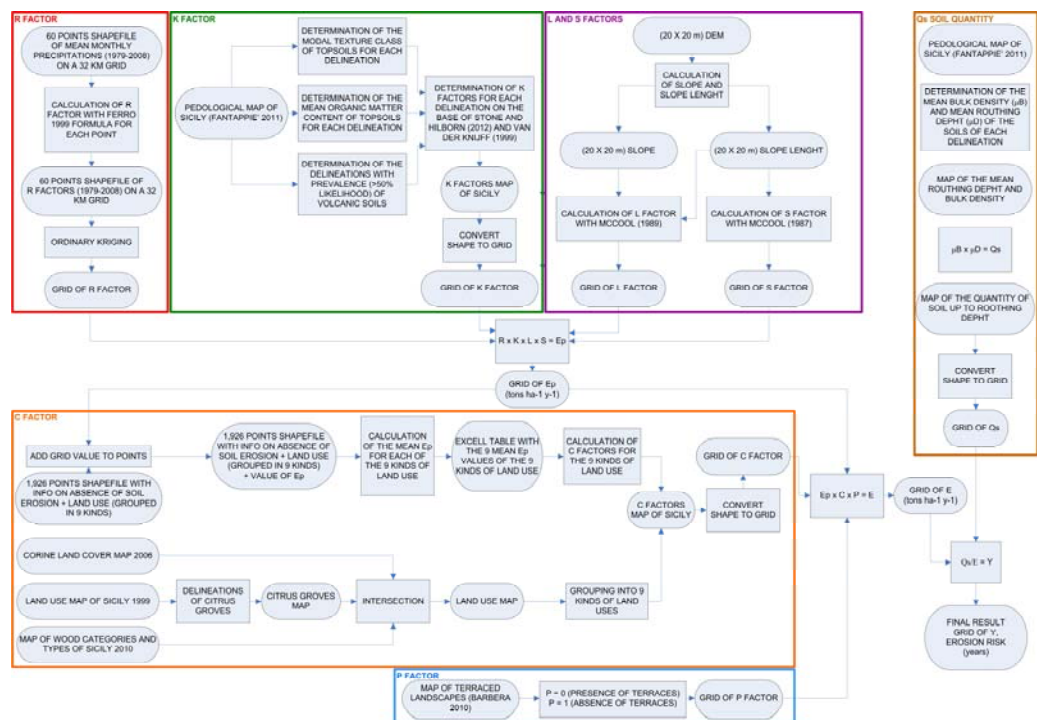


Figura 2.2 Diagramma del processo seguito per calibrare il modello USLE ed elaborare la carta dell'erosione idrica in Sicilia (Fantappiè et al., 2014)

Il raster del fattore K ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), relativo all'erodibilità dei suoli, è stato ottenuto utilizzando la tabella di Stone and Hilborn (2000) a partire dai dati di tessitura e sostanza organica della carta dei suoli della Sicilia. In corrispondenza dei suoli vulcanici è stato seguito il consiglio di Van der Knijff (Van der Knijff et al., 1999) ed è stato assegnato un fattore di K pari a 0,08. Il fattore K è stato, infine, corretto, usando un coefficiente di riduzione che tiene conto della presenza di pietrosità e rocciosità, proposto da Poesen et al. nel 1994 e dato dalla formula $e^{-0.04(Rc-10)}$, dove Rc è la percentuale complessiva di pietrosità,

cioè la percentuale di materiali rocciosi di diametro superiore a 2 mm presenti sulla superficie del suolo.

I rasters dei fattori L e S, relativi alla morfologia, sono stati ottenuti a partire dal DEM a 20 m, utilizzando le formule proposte da McCool et al. nel 1987 e 1989. Il raster dell'erosione potenziale ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) è stato ottenuto moltiplicando i rasters dell'R, K, L ed S.

È a questo punto che è stato necessario calibrare il fattore C. Per definizione il fattore C è dato dal rapporto fra l'erosione idrica del suolo in determinate condizioni di uso e di gestione del suolo (ma senza che siano adottate misure di protezione specifiche per il controllo dell'erosione idrica) e la corrispondente erosione potenziale che si avrebbe se nello stesso luogo vi fosse un suolo nudo e arato a rittochino. Data la sua definizione, è evidente che la calibrazione del fattore C è strettamente legata ai metodi usati per il calcolo dei fattori R, K, L ed S, a partire dai quali viene ottenuto il valore di erosione potenziale. Per questo motivo è sconsigliabile utilizzare valori del fattore C tabulati, ottenuti da altri autori per i vari tipi di uso e gestione del suolo, calibrati però in condizioni diverse, o anche in condizioni analoghe, ma con metodi diversi. Il metodo migliore per la calibrazione del fattore C sarebbe quello di avere misure dirette dell'erosione idrica reale nelle condizioni di uso e gestione del suolo di interesse. Per la Sicilia esistono dati misurati di erosione idrica solo per le 3 stazioni indicate nelle metodologie, che si trovano tutti in aree agricole. È stato, dunque, adottato un metodo innovativo di calibrazione, sfruttando i 1926 dati puntuali di assenza dell'erosione idrica reperiti su tutto il territorio siciliano, per usi e gestioni del suolo i più disparati. Ad ognuno dei 1926 punti è stato attribuito un valore di erosione potenziale sulla base della loro localizzazione. Dopodiché è stato calcolato un fattore C medio per 9 raggruppamenti di uso del suolo, utilizzando la seguente formula:

$$C_L = \frac{E_{iL}}{\mu Ep_{L0}}$$

dove

C_L è il fattore C calibrato per ognuno dei 9 raggruppamenti (L) di uso del suolo;

μEp_{L0} è il valore medio (μ) di erosione potenziale (Ep) calcolato per ogni tipo (L) di uso del suolo a partire dai valori attribuiti ai singoli 1926 punti;

E_{TL} è l'erosione reale del suolo, che è stata data come pari a $2 \text{ ton ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, in quanto è un valore di erosione considerato tollerabile da Jones et al. nel 2012, e dunque presumibilmente non visibile in campo.

Avendo come base il Corine land cover 2006, integrato per gli agrumeti a partire dalla carta dell'uso del suolo della Sicilia del 1994, e per le aree naturali a partire dalla la carta delle categorie e tipi forestali della Sicilia del 2010, è stata ottenuta una carta dell'uso del suolo, che è stata utilizzata per ottenere il raster del fattore C, utilizzando i fattori C calibrati.

A partire dalla carta delle aree terrazzate è stato ottenuto il fattore P, relativo all'effetto protettivo delle misure di protezione del suolo in atto, attribuendo un valore 0 in caso di presenza di terrazze, e 1 in caso di assenza. Il raster dell'erosione reale è stato dunque ottenuto moltiplicando il raster dell'erosione potenziale per i rasters dei fattori C e P.

A partire dalla carta dei suoli della Sicilia è stato, quindi, ricavato un raster della quantità di suolo utile ($t \text{ ha}^{-1}$), cioè un raster della quantità di suolo fino alla profondità utile. Dividendo il raster della quantità di suolo utile per il raster dell'erosione reale è stata ottenuta una carta di rischio di erosione idrica espressa in termini di anni: gli anni stimati come possibilmente sufficienti ad avere la perdita totale di suolo utile. La rappresentazione grafica della carta risultante è stata volutamente riportata a delle classi di rischio, in quanto il valore continuo stimato era soggetto a molteplici fonti di errore, mentre la carta classata poteva essere un utile strumento per indicare ai pianificatori territoriali aree a maggiore rischio, cioè aree dove è più necessario intervenire con misure di protezione del suolo.

2.5 Metodo di validazione del modello USLE

È stata effettuata una validazione sia quantitativa che qualitativa del raster di erosione reale prodotto col modello USLE calibrato. La validazione quantitativa è stata ottenuta confrontando i dati di erosione idrica stimati, sia con il metodo USLE calibrato, sia dai progetti PESERA e USLE del JRC, con quelli reali misurati raccolti da bibliografia (Bagarello et al., 2010 e 2012; Cosentino et al., 2004; Novara et al., 2011). Per la validazione qualitativa sono stati utilizzati i 6150 punti georiferenziati di presenza e assenza di erosione. Il raster di erosione reale del suolo ottenuto con il metodo USLE calibrato, e i raster di erosione reale dei progetti PESERA e USLE del JRC, sono stati trasformati in raster di presenza/assenza di erosione considerando il valore soglia di $2 \text{ ton ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (lo stesso valore soglia che è stato utilizzato per la calibrazione del fattore C). Per quanto riguarda la carta di rischio di erosione idrica del progetto MESALES, la classe di rischio molto basso è stata considerata come assenza di erosione, le restanti classi di rischio, basso, medio, alto e molto alto, sono state considerate come presenza di erosione. I dati di presenza o assenza di erosione reale, ottenuti a partire dal modello USLE calibrato, e a partire dai modelli PESERA, USLE del JRC e MESALES, sono stato attribuiti a ciascuno dei 6150 punti. Sono stati, quindi, calcolati i valori di predittività positiva, $pred +$, e negativa, $pred -$, del modello USLE calibrato, e dei modelli PESERA, USLE e MESALES del JRC, utilizzando le formule del teorema di Bayes (Lesaffre et al., 2012):

$$pred+ = \frac{Se * prev}{Se * prev + (1 - Sp) * (1 - prev)}$$

$$pred- = \frac{Sp * (1 - prev)}{Sp * (1 - prev) + (1 - Se) * prev}$$

dove

$pred+$ ($pred-$) sono la predittività positiva (negativa) del modello, che esprimono la probabilità che il fenomeno indagato, nel nostro caso l'erosione idrica, occorra veramente (oppure non occorra), quando il modello ha stimato che occorre (oppure che non occorre).

S_e è la sensibilità del modello, calcolata come il rapporto fra il numero totale di dati di occorrenze del fenomeno indagato correttamente predetti dal modello, rispetto al numero totale di dati di occorrenze;

S_p è la specificità del modello, calcolata come il rapporto fra il numero totale di dati di non occorrenze del fenomeno indagato correttamente predetti dal modello, rispetto al numero totale di dati di non occorrenze;

$prev$ è la prevalenza del fenomeno indagato, calcolata come il rapporto fra il numero totale di occorrenze del fenomeno indagato, rispetto al numero totale di dati, che esprime la probabilità marginale di presenza del fenomeno indagato (cioè la sua probabilità generale di occorrenza, nel sistema indagato).

3. Risultati

Nelle Figure da 3.1 a 3.7 sono riportati gli istogrammi di frequenze e i risultati del Shapiro-Wilks W test delle variabili SOC, N, rapporto C/N, TEC, HA+FA, DH e HR.

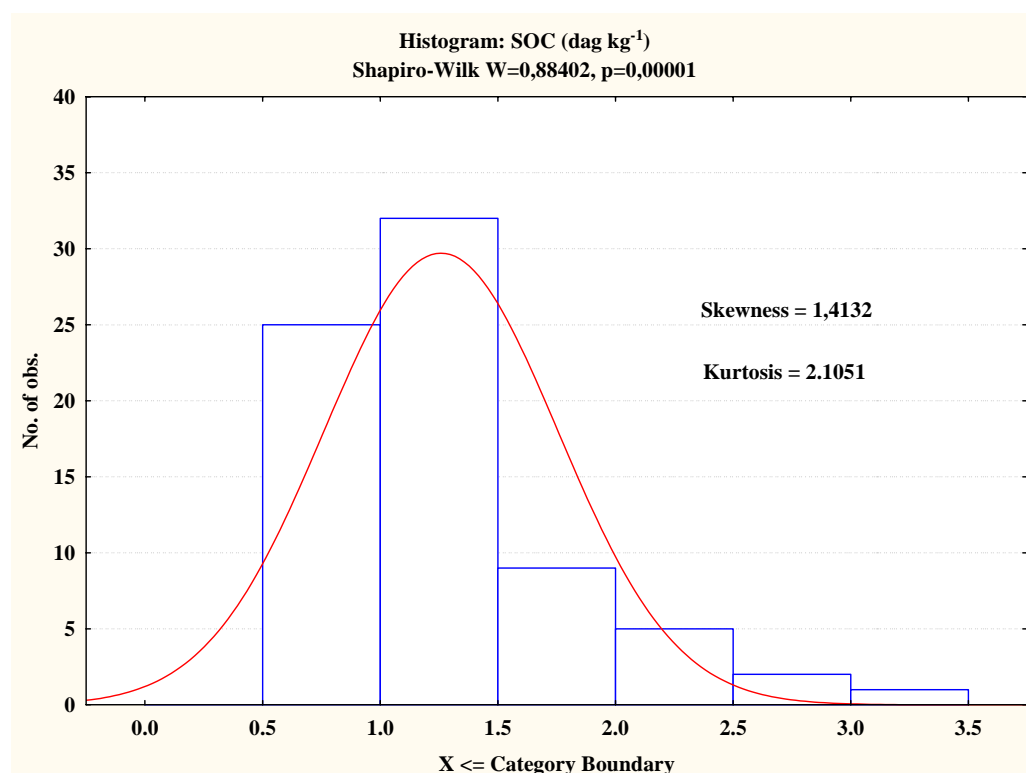


Figura 3.1 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile SOC

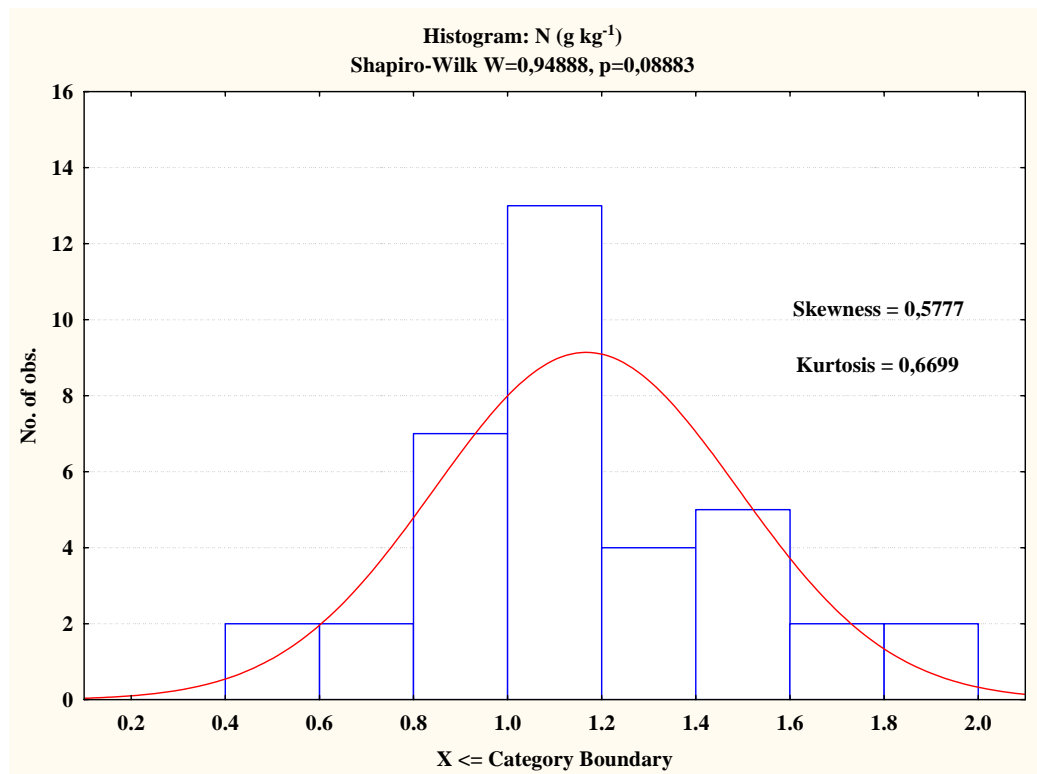


Figura 3.2 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile N

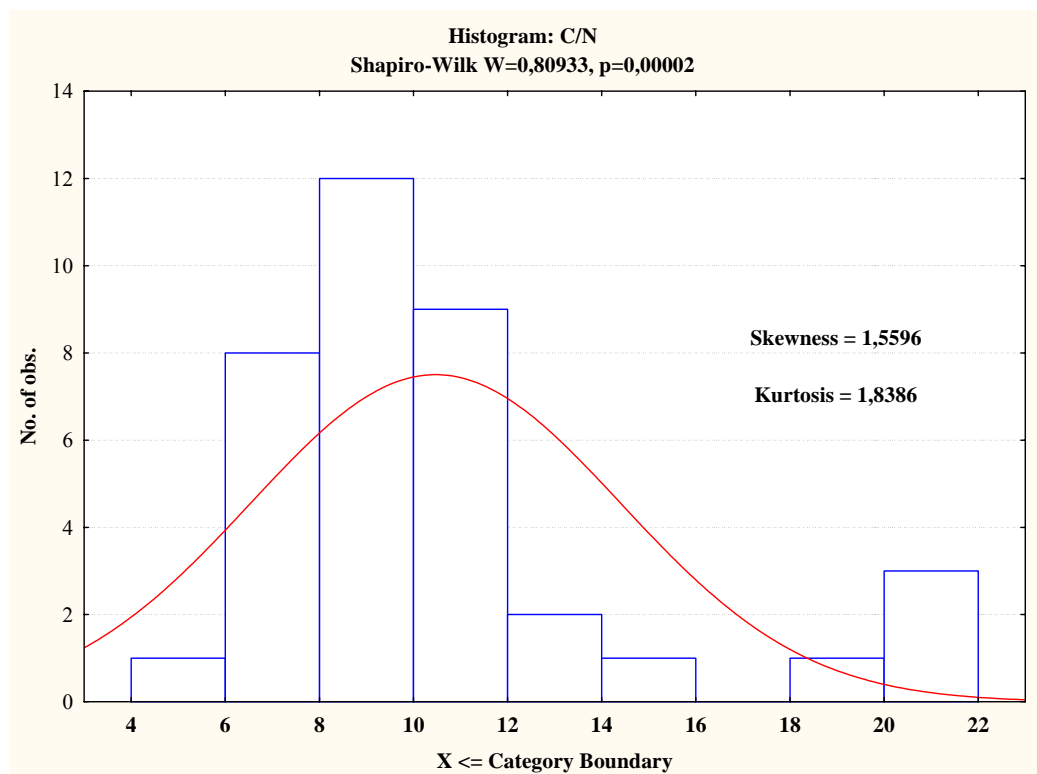


Figura 3.3 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test del rapporto C/N

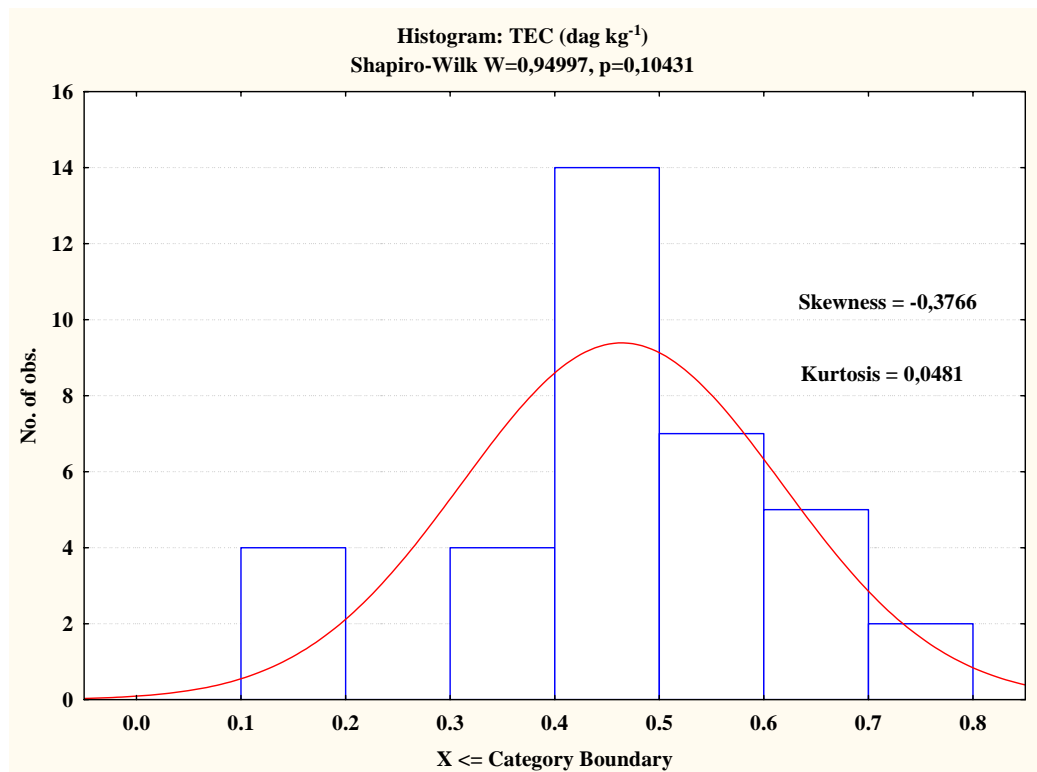


Figura 3.4 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile TEC

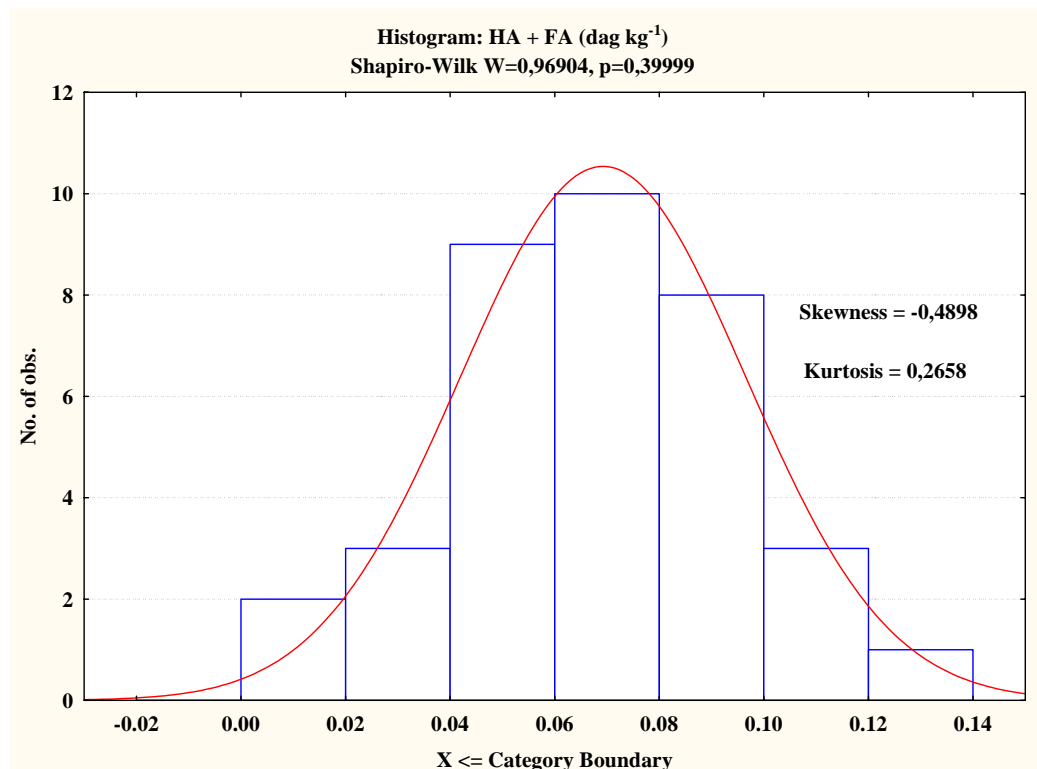


Figura 3.5 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile HA+FA

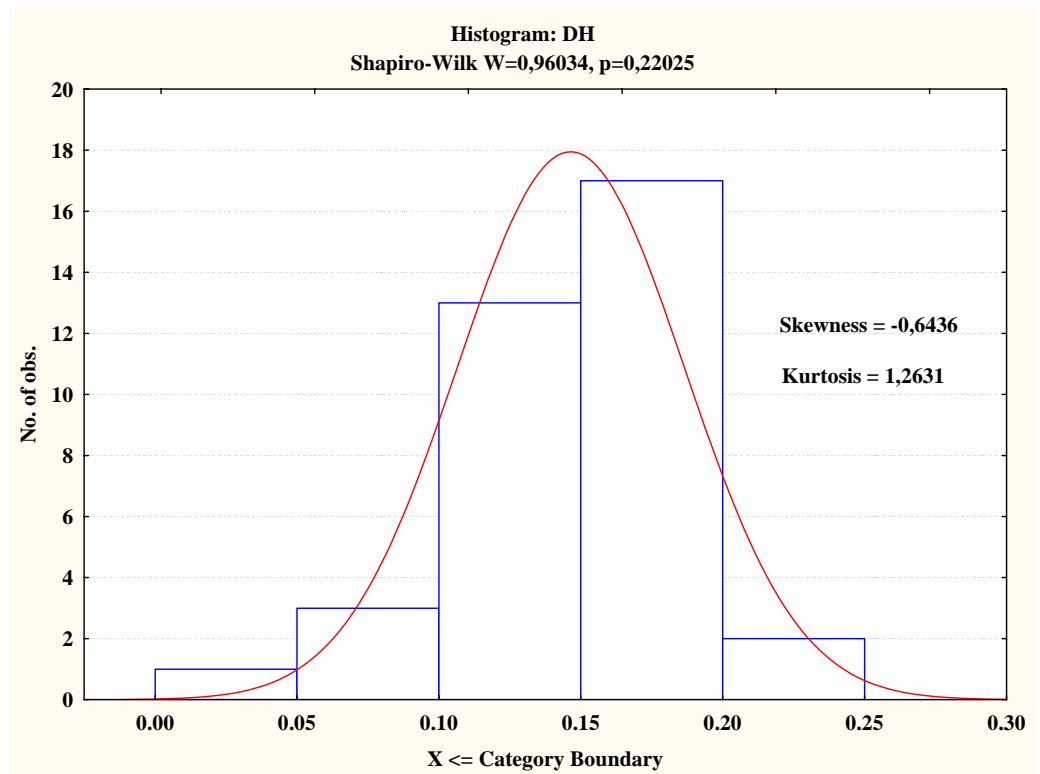


Figura 3.6 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile DH

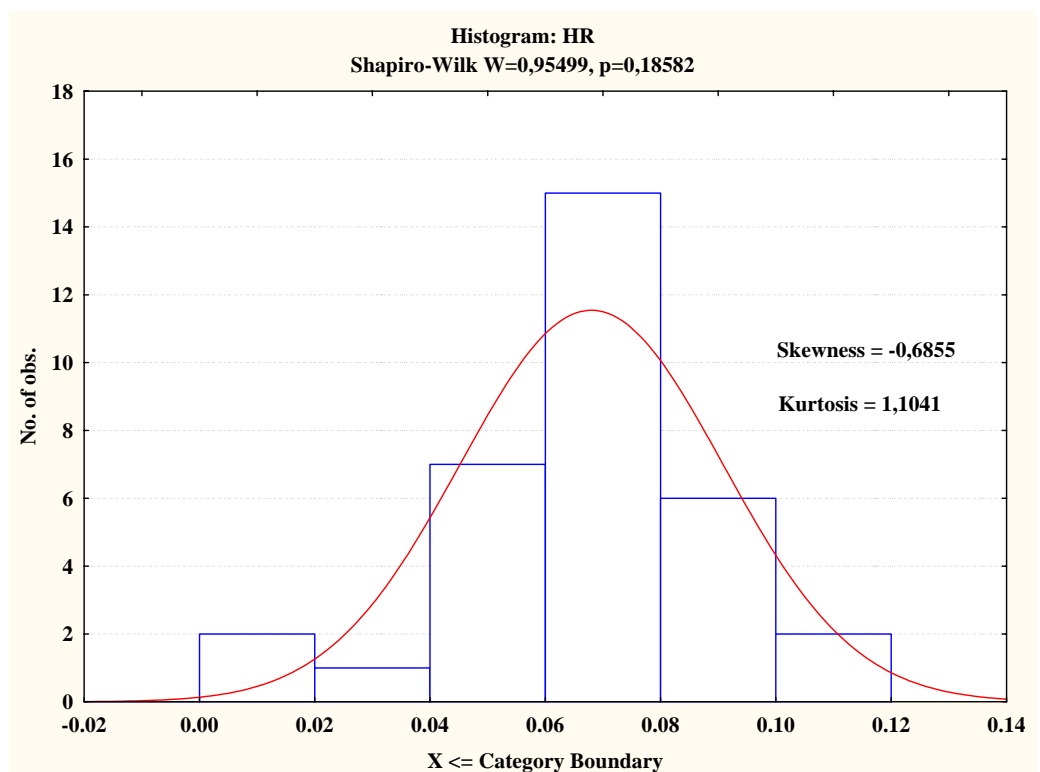


Figura 3.7 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile HR

Lo Shapiro-Wilks W test dimostra che le variabili SOC e il rapporto C/N, non sono normalmente distribuite, mentre le variabili N, TEC, HA+FA, DH e HR sono normalmente distribuite. Anche l'analisi degli istogrammi delle frequenze e relative skewness e kurtosis confermano quanto sopra, eccetto che per le variabili DH e HR, per le quali i valori di kurtosis non sono prossimi allo zero.

3.1 Effetto del regime udometrico

Dei suoli indagati 57 avevano un regime udometrico xerico-secco e 17 xerico. I suoli su cui è stato effettuato il frazionamento del carbonio organico erano tutti xerico-secchi, per cui l'indagine statistica è stata effettuata solo sulle variabili SOC, N e sul rapporto C/N. I risultati sono riportati nella Tabella 3.1 e nelle Figure 3.8, 3.9 e 3.10. Il regime udometrico non risulta avere un effetto significativo sulle variabili SOC e N, ma ha invece un effetto significativo sul rapporto C/N che è maggiore nel regime xerico rispetto al regime xerico-secco.

Tabella 3.1 Media e deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra i due regimi udometrici, xerico e xerico-secco, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Xerico		Xerico-secco		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,3060	0,6242	1,2439	0,4576	0,654160
N	1,1056	0,4431	1,1790	0,3025	0,617169
C/N	14,8030	6,2924	9,6308	2,7391	0,043487

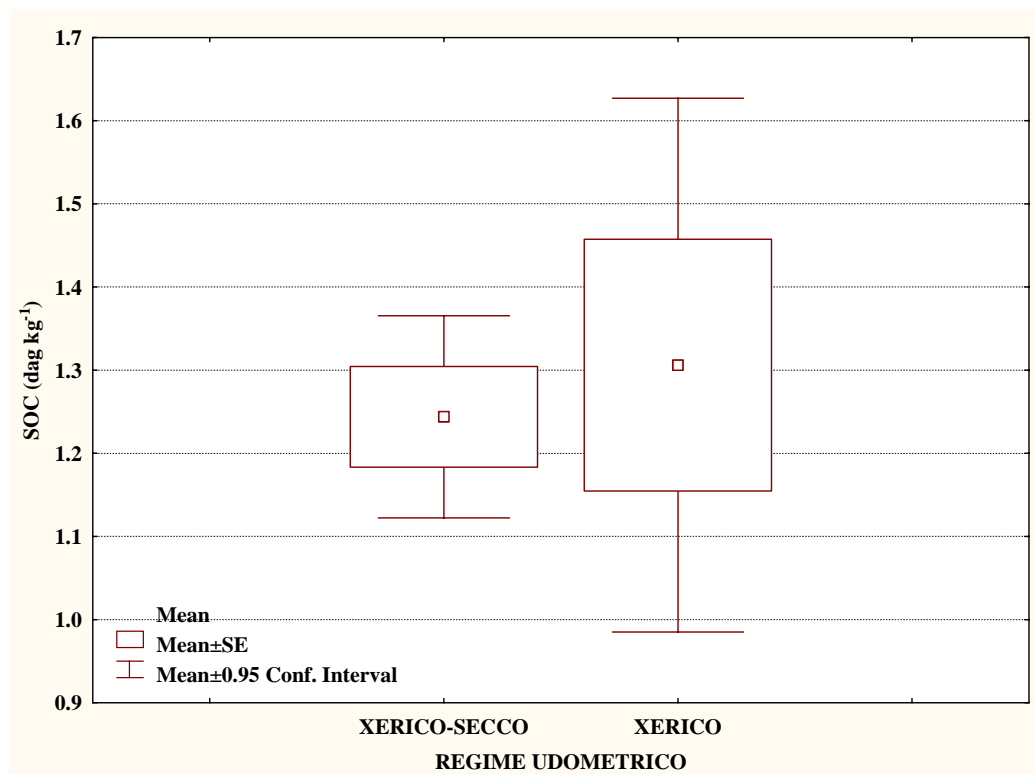


Figura 3.8 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra i due regimi udometrici, xerico e xerico-secco

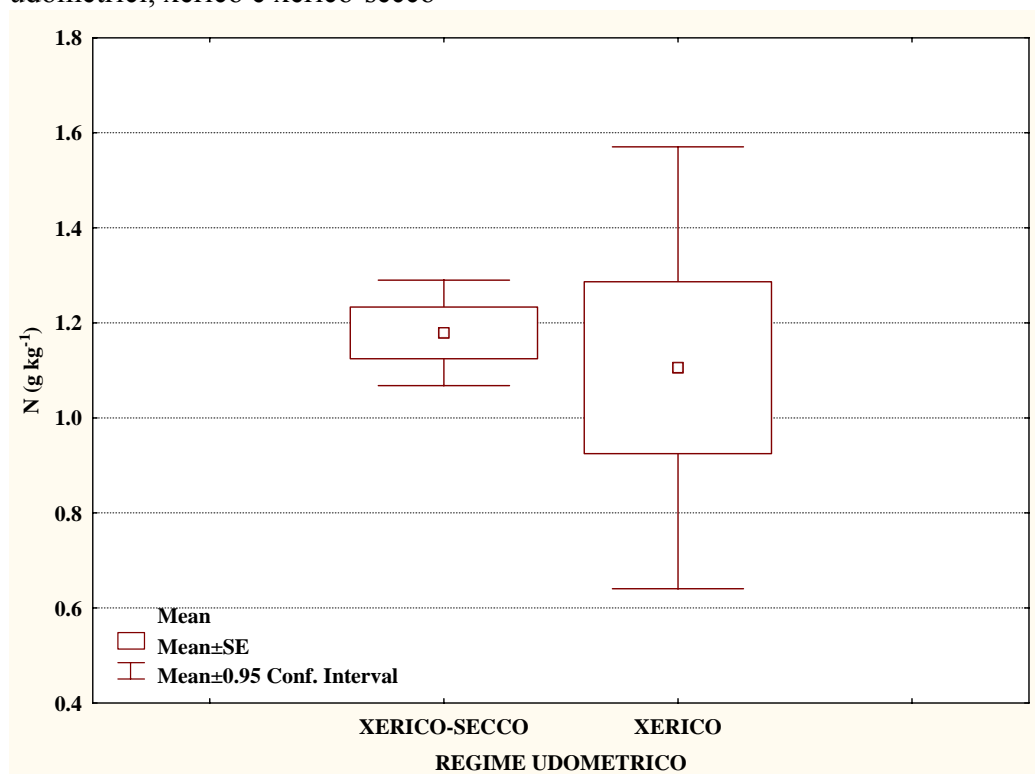


Figura 3.9 Box e Whisker plot del N di confronto fra i due regimi udometrici, xerico e xerico-secco

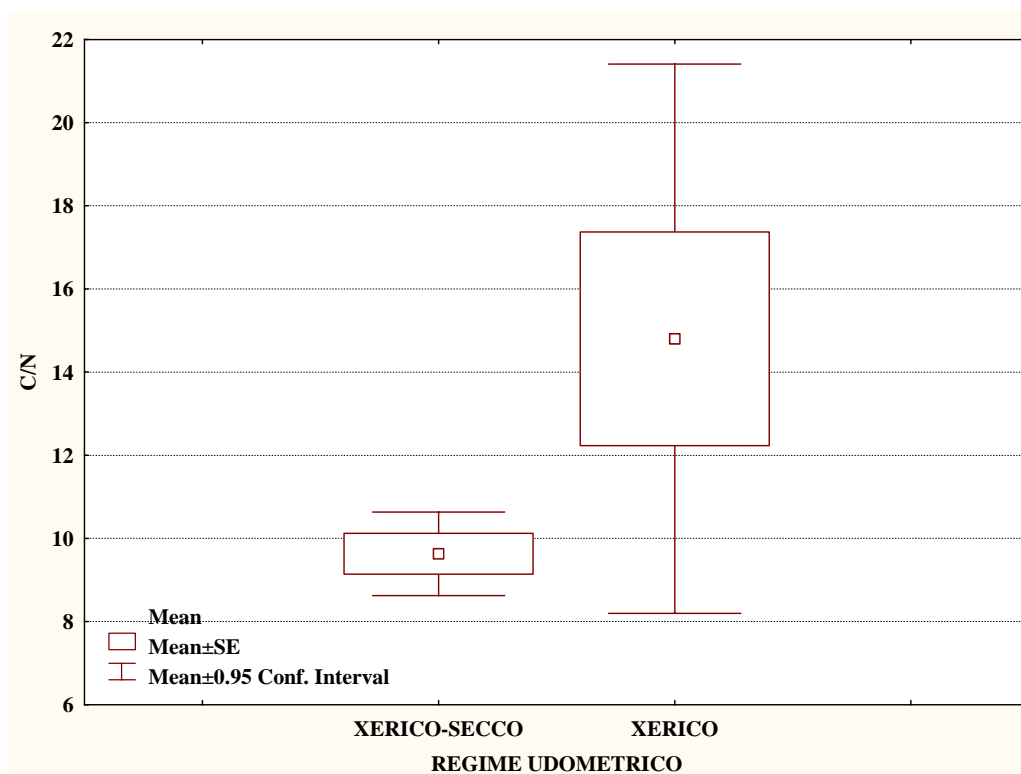


Figura 3.10 Box e Whisker plot del C/N di confronto fra i due regimi udometrici, xerico e xerico-secco

3.2 Effetto dell'uso del suolo

I vari tipi di uso del suolo sono stati raggruppati nelle due categorie generali: frutteti (colture agrarie legnose) e seminativi. Il frazionamento del carbonio organico è stato effettuato solo su campioni prelevati da seminativi, dunque l'effetto dell'uso del suolo è stato analizzato solo sulle variabili SOC, N e rapporto C/N. I risultati sono riportati nella Tabella 3.2 e nelle Figure 3.11, 3.12 e 3.13. Sia il SOC che il rapporto C/N sono significativamente superiori nei frutteti, mentre l'N non è significativamente diverso nei due usi.

Tabella 3.2 Media e deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di uso del suolo, frutteti e seminativi, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Frutteti		Seminativi		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,4149	0,5759	1,1096	0,3558	0,023804
N	1,1018	0,4438	1,1947	0,2621	0,431734
C/N	13,9352	5,3527	9,0033	1,8221	0,011557

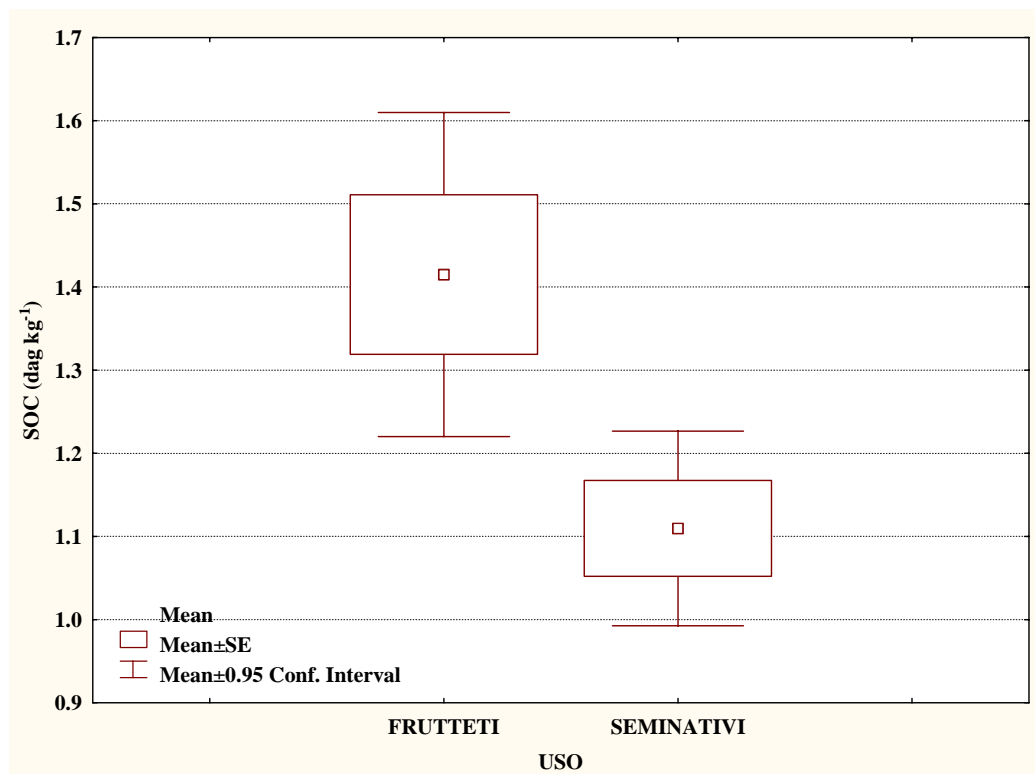


Figura 3.11 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra le due categorie di uso del suolo, frutteti e seminativi

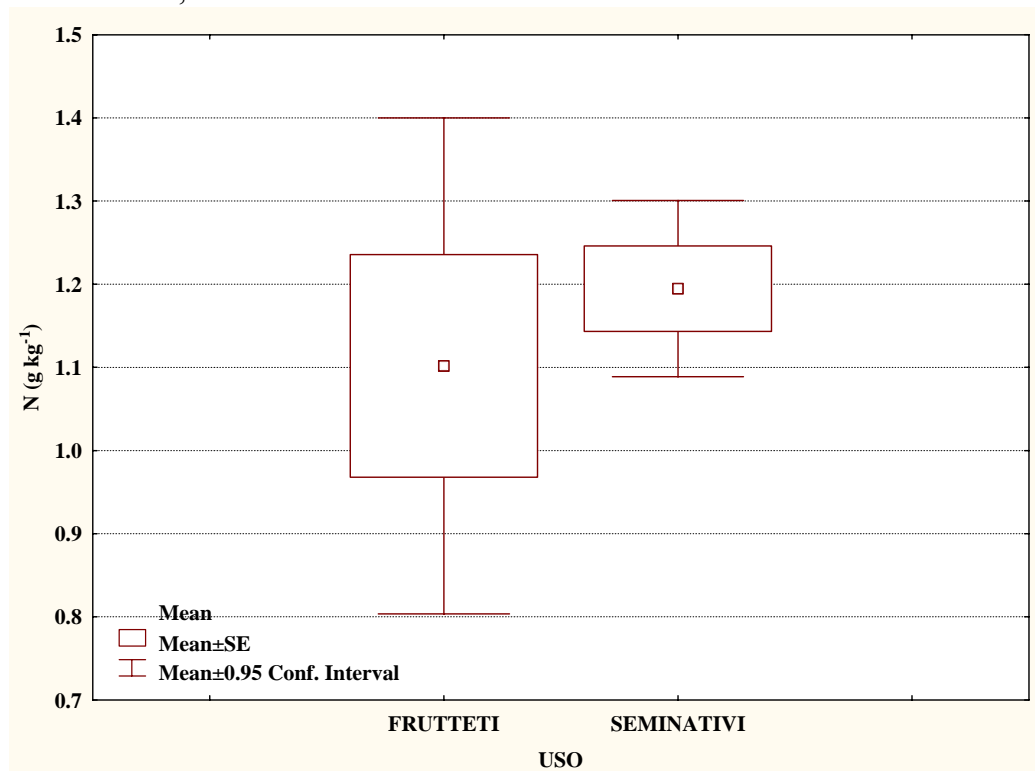


Figura 3.12 Box e Whisker plot del N di confronto fra le due categorie di uso del suolo, frutteti e seminativi

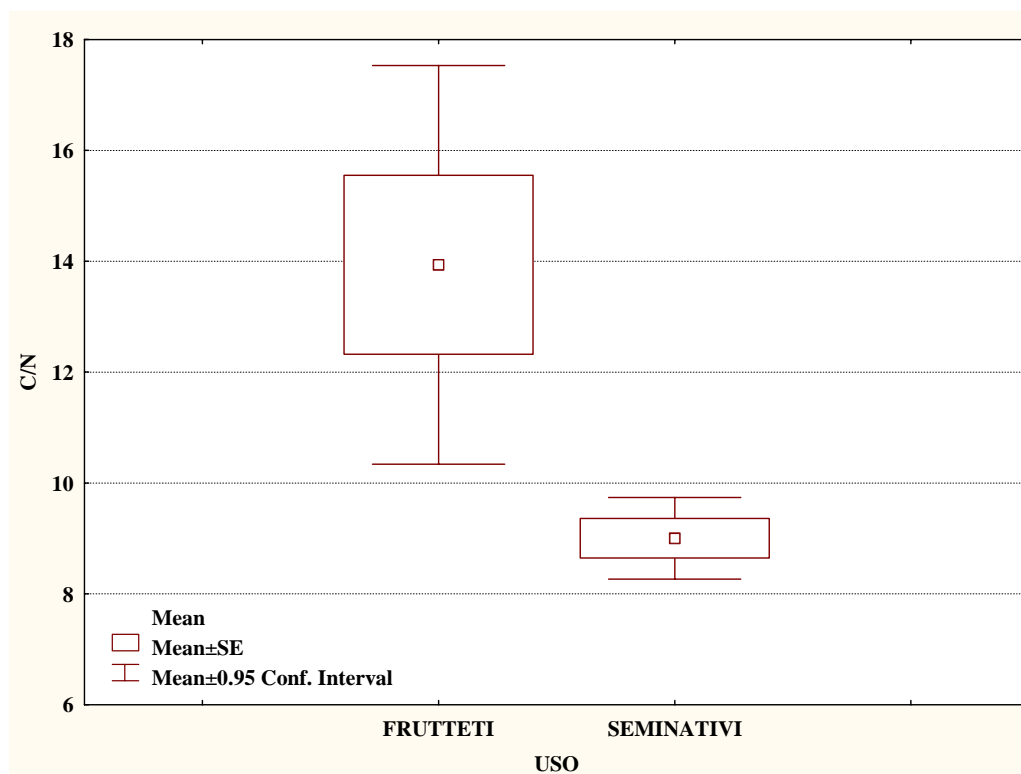


Figura 3.13 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra le due categorie di uso del suolo, frutteti e seminativi

3.3 Effetto del sistema di lavorazione

Per le lavorazioni si è richiesto agli intervistati quali e quante fossero le operazioni effettuate. In seguito, per l'analisi statistica, è stata presa in considerazione l'operazione culturale principale. Ad esempio nel caso di un sistema in cui si adottasse una aratura profonda seguita da aratura superficiale e/o erpicatura, il tipo di lavorazione è stato indicato come aratura profonda. Nel caso di un sistema in cui si adottasse una aratura superficiale seguita da erpicature e/o fresature, il tipo di lavorazione è stato indicato come aratura superficiale. Per lavorazione minima si è indicato quei sistemi dove si adottavano le sole operazioni di erpicatura e/o fresatura.

I sistemi di lavorazione della terra utilizzati nelle aziende intervistate sono risultati di 3 tipi: lavorazione minima costituita da erpicature e/o fresature, lavorazione superficiale con aratura a profondità inferiore a 30 cm, lavorazione profonda con aratura a profondità maggiori di 30 cm. In particolare, nei seminativi, risultano adottate solo le arature sia superficiali che profonde. Non

risultano adottati, invece, in nessun caso gli altri tipi di lavorazione (Tabella 2.1). Il frazionamento del carbonio organico è stato effettuato solo su campioni prelevati da seminativi lavorati con arature superficiali, dunque l'effetto dell'uso del suolo è stato analizzato solo sulle variabili SOC, N e rapporto C/N. I risultati sono riportati nelle Tabelle 3.3 e 3.4, e nelle Figure da 3.14 a 3.19. Sia il SOC che il rapporto C/N risultano significativamente maggiori in caso di lavorazioni minime, rispetto alle arature, mentre le differenze non sono significative fra aratura superficiale e profonda. L'N è invece significativamente superiore nell'aratura profonda rispetto a quella superficiale.

Tabella 3.3 Media e deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di lavorazione, minima e aratura, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Minima		Aratura		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,4971	0,6139	1,1209	0,33547	0,010634
N	1,0588	0,4709	1,2019	0,2612	0,253207
C/N	14,8129	5,5487	9,0735	1,7936	0,013214

Tabella 3.4 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di aratura, superficiale e profonda, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Aratura superficiale		Aratura profonda		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,1027	0,3354	1,1883	0,4320	0,687020
N	1,1613	0,2143	1,4454	0,4117	0,041483
C/N	9,1157	1,7819	8,8204	2,1241	0,131306

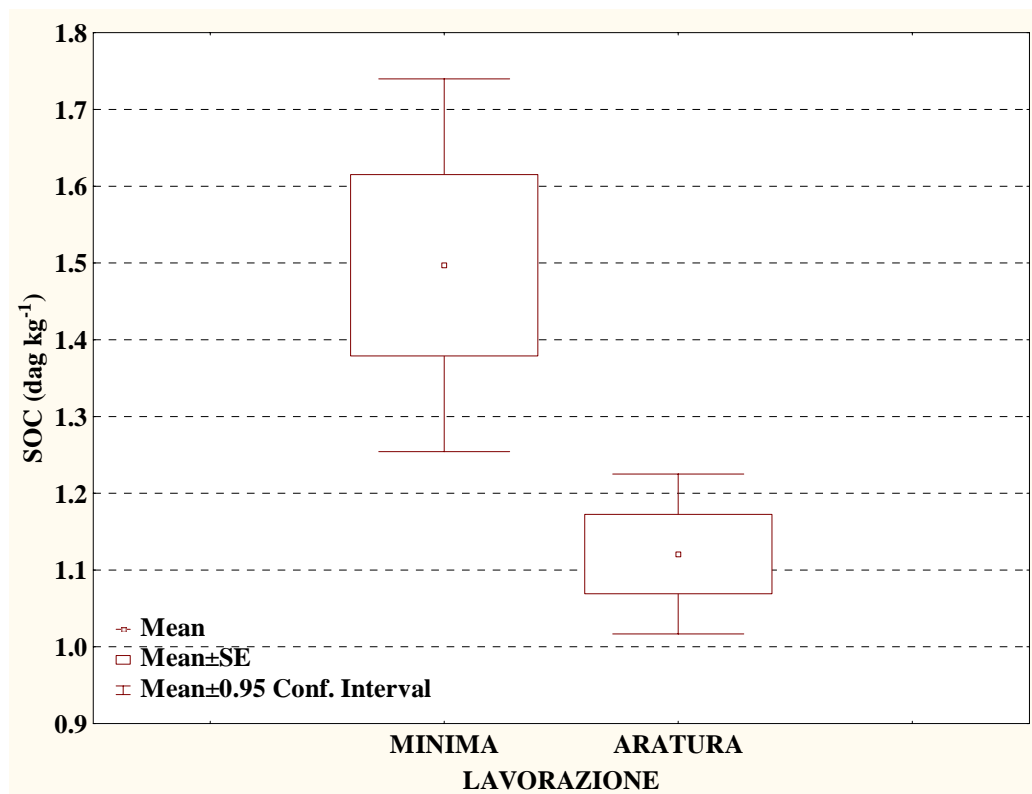


Figura 3.14 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra lavorazione minima e aratura

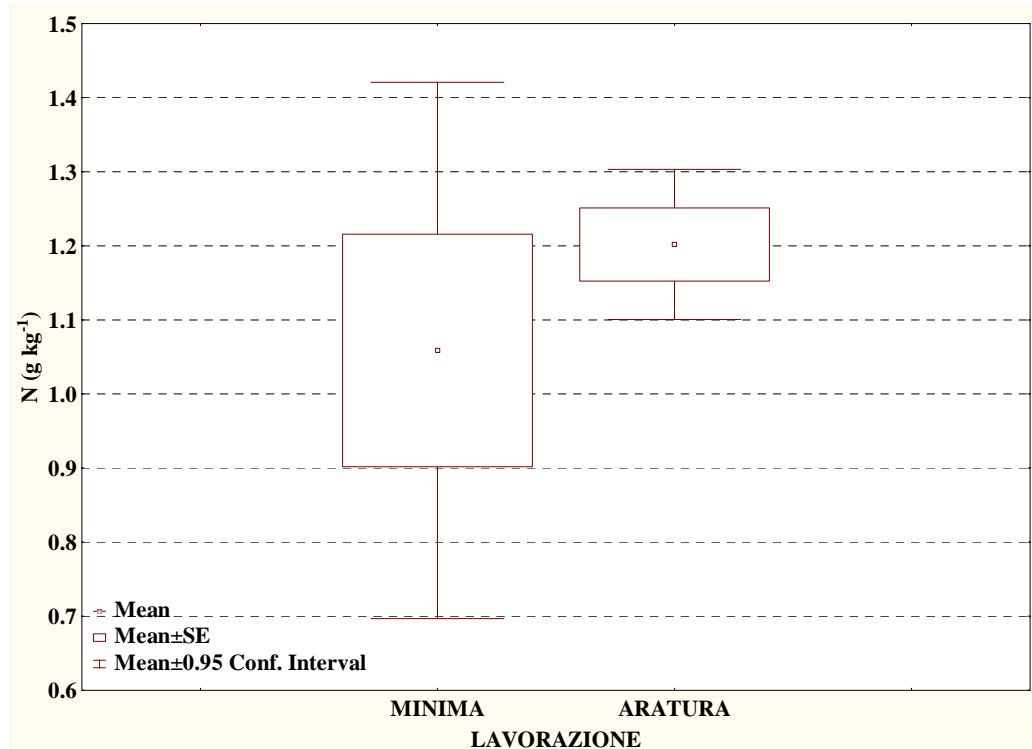


Figura 3.15 Box e Whisker plot del N di confronto fra lavorazione minima e aratura

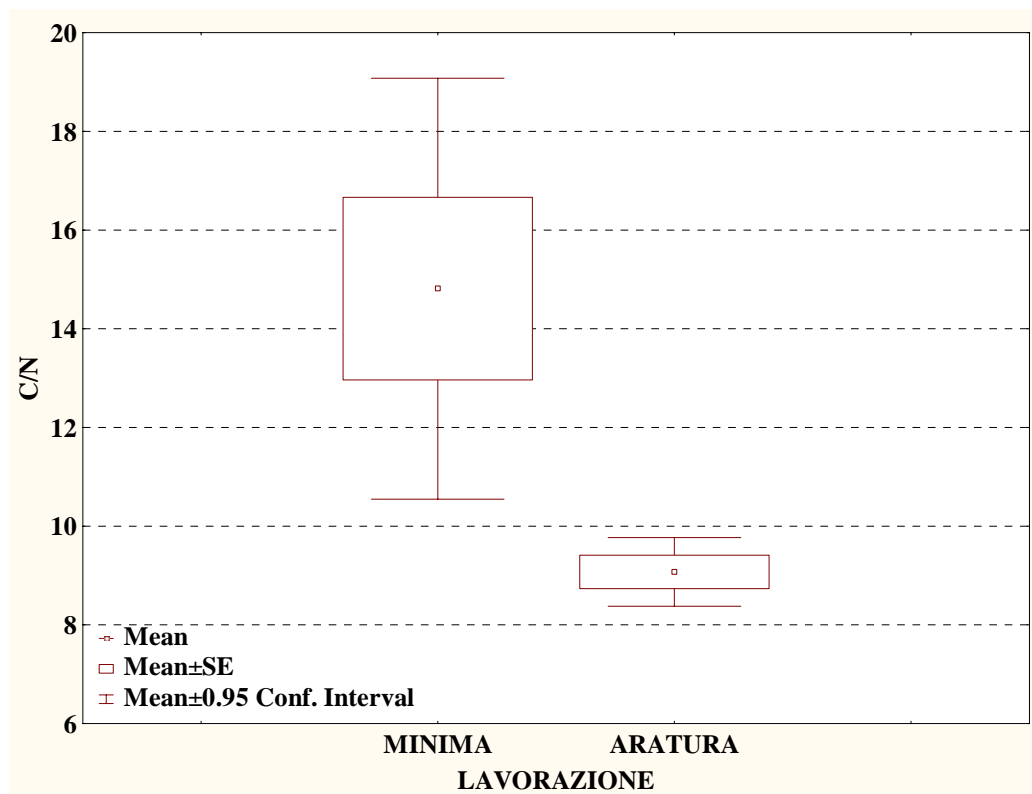


Figura 3.16 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra lavorazione minima e aratura

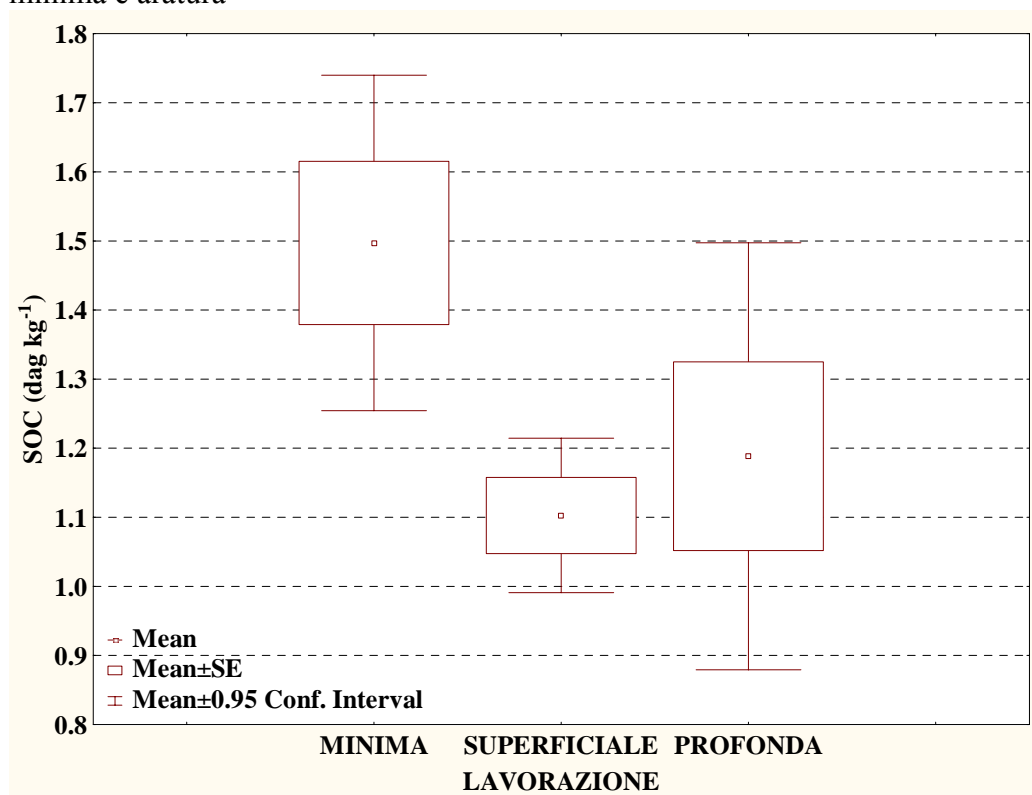


Figura 3.17 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra lavorazione minima, aratura superficiale e aratura profonda

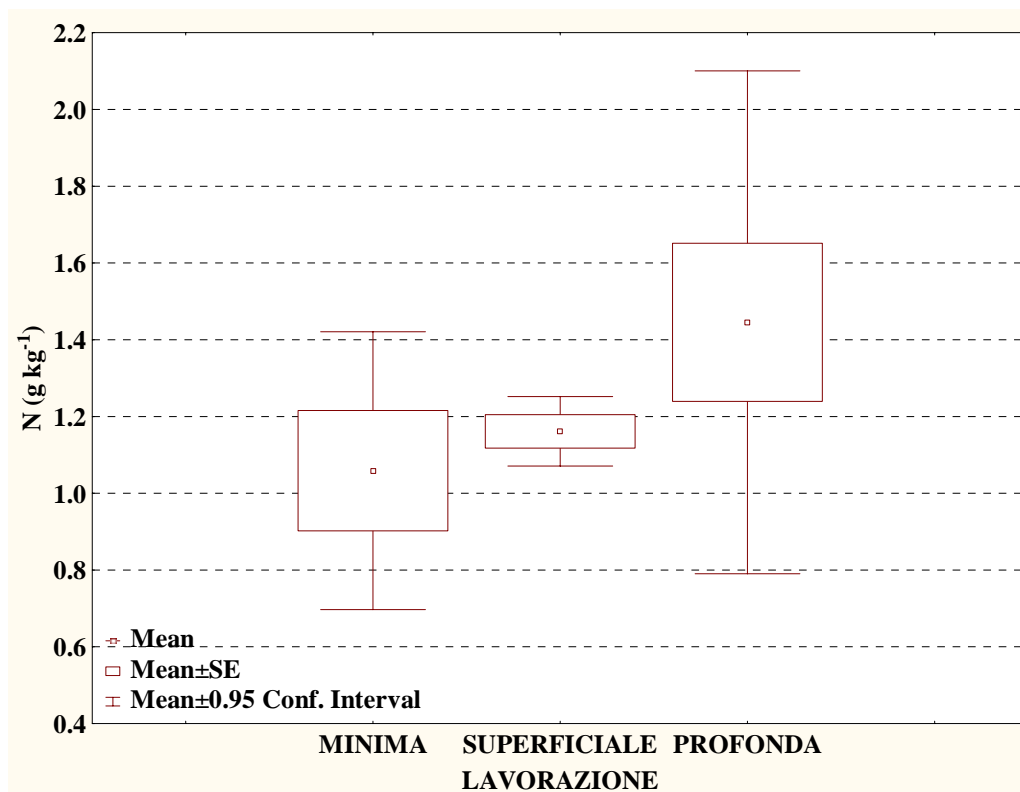


Figura 3.18 Box e Whisker plot del N di confronto fra lavorazione minima, aratura superficiale e aratura profonda

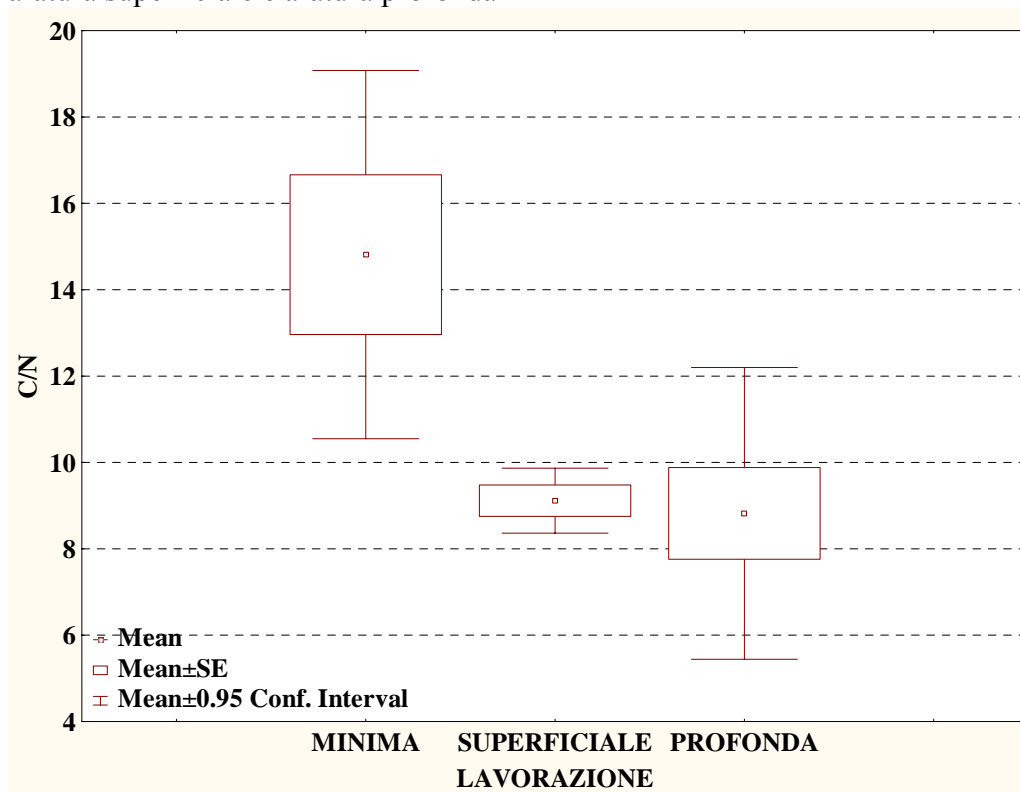


Figura 3.19 Box e Whisker plot del C/N di confronto fra lavorazione minima, aratura superficiale e aratura profonda

3.4 Effetto del tipo di fertilizzazione

Anche per le fertilizzazioni si è richiesto di indicare i vari tipi di fertilizzazione adottata. La fertilizzazione è stata considerata chimica nel caso in cui l'intervistato ha dichiarato di utilizzare esclusivamente concimi chimici, biologica nel caso in cui ha dichiarato di usare esclusivamente fertilizzanti ammessi in agricoltura biologica e/o sovescio, mista nel caso in cui ha dichiarato di utilizzare sia concimi chimici, che biologici e/o sovescio. In 5 casi gli intervistati hanno dichiarato di non effettuare nessun tipo di fertilizzazione. Il frazionamento del carbonio organico è stato effettuato solo su campioni prelevati da seminativi con fertilizzazione biologica e chimica. I risultati sono riportati nelle Tabelle da 3.5 a 3.7 e nelle figure da 3.20 a 3.26. La deviazione standard dell'N e del rapporto C/N su suoli non fertilizzati non è indicata perché c'è un solo caso. Nessuna delle variabili indagate dimostra di variare in maniera significativa per effetto delle diverse fertilizzazioni. Le differenze relativamente più significative, con il p-value più basso, sono quelle degli HA+FA e del DH al confronto fra fertilizzazione chimica e biologica, con valori di poco superiori per la fertilizzazione biologica.

Tabella 3.5 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie presenza o assenza di fertilizzazione, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Fertilizzato		Non fertilizzato		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2738	0,5028	1,0423	0,3780	0,276803
N	1,1717	0,3263	1,0000		0,606960
C/N	10,5334	3,9717	8,1704		0,561045

Tabella 3.6 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di fertilizzazione, mista e biologica, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Mista		Biologica		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,3105	0,4899	1,1950	0,5177	0,443422
N	1,1104	0,6531	1,1089	0,1995	0,994079
C/N	14,5597	6,9537	9,6599	1,9625	0,331976

Tabella 3.7 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N, C/N, TEC, HA+FA, DH e HR a confronto fra le due categorie di fertilizzazione, chimica e biologica, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N, TEC, HA+FA, DH e HR).

	Chimica		Biologica		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2897	0,5102	1,1950	0,5177	0,598221
N	1,2216	0,3159	1,1089	0,1995	0,277041
C/N	10,2523	3,9006	9,6599	1,9625	0,640429
TEC	0,4480	0,1724	0,4802	0,1338	0,535334
HA+FA	0,0624	0,0270	0,0761	0,0264	0,132994
DH	0,1340	0,0398	0,1589	0,0372	0,061088
HR	0,0658	0,0268	0,0703	0,0182	0,580710

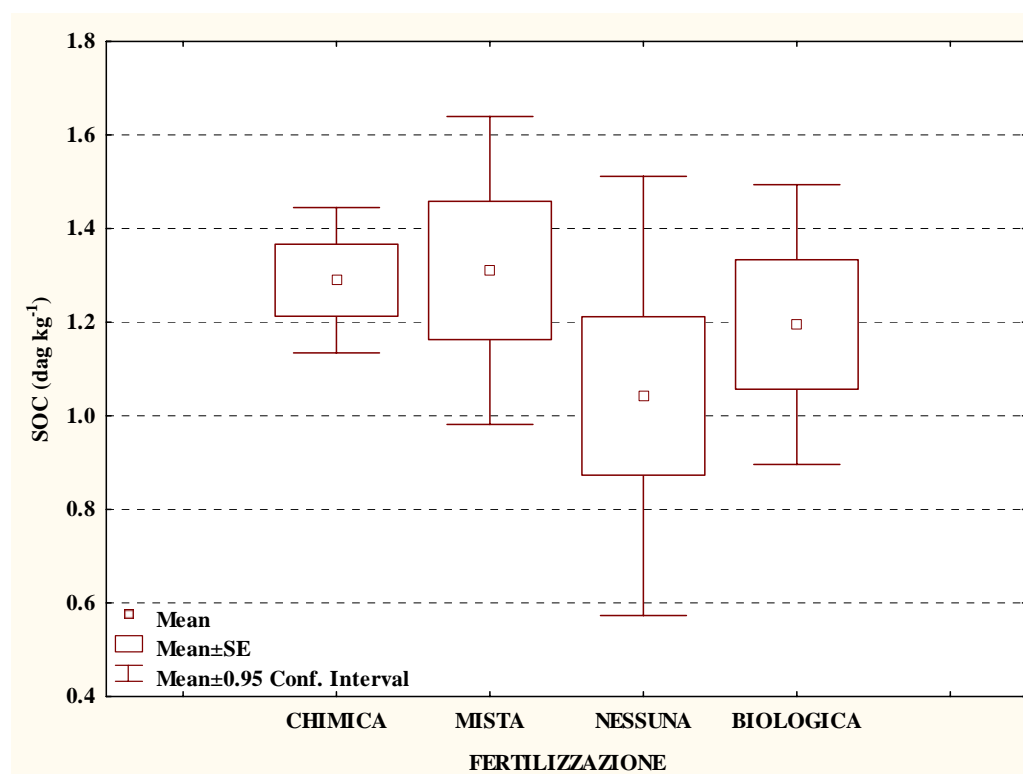


Figura 3.20 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

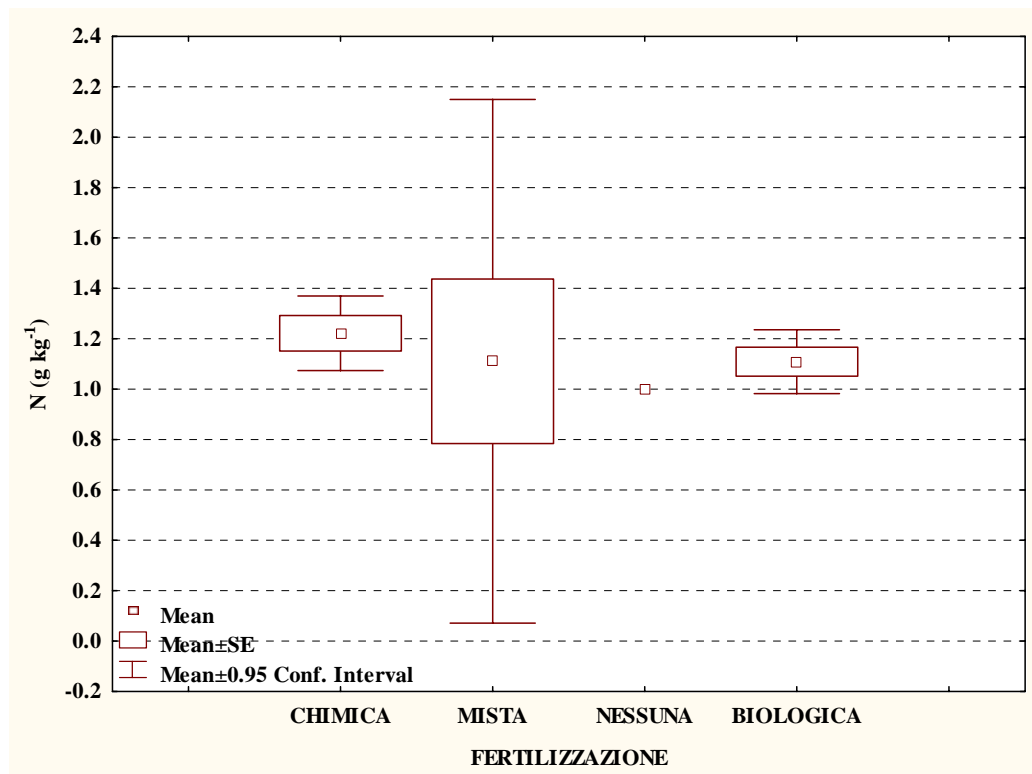


Figura 3.21 Box e Whisker plot del N di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

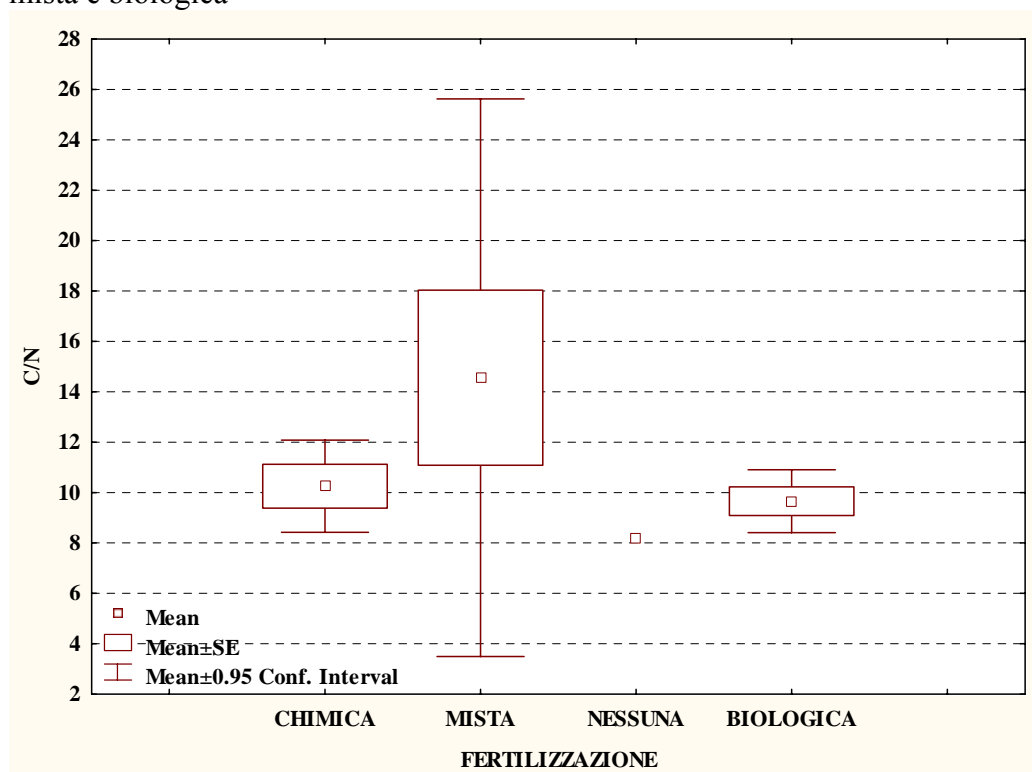


Figura 3.22 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

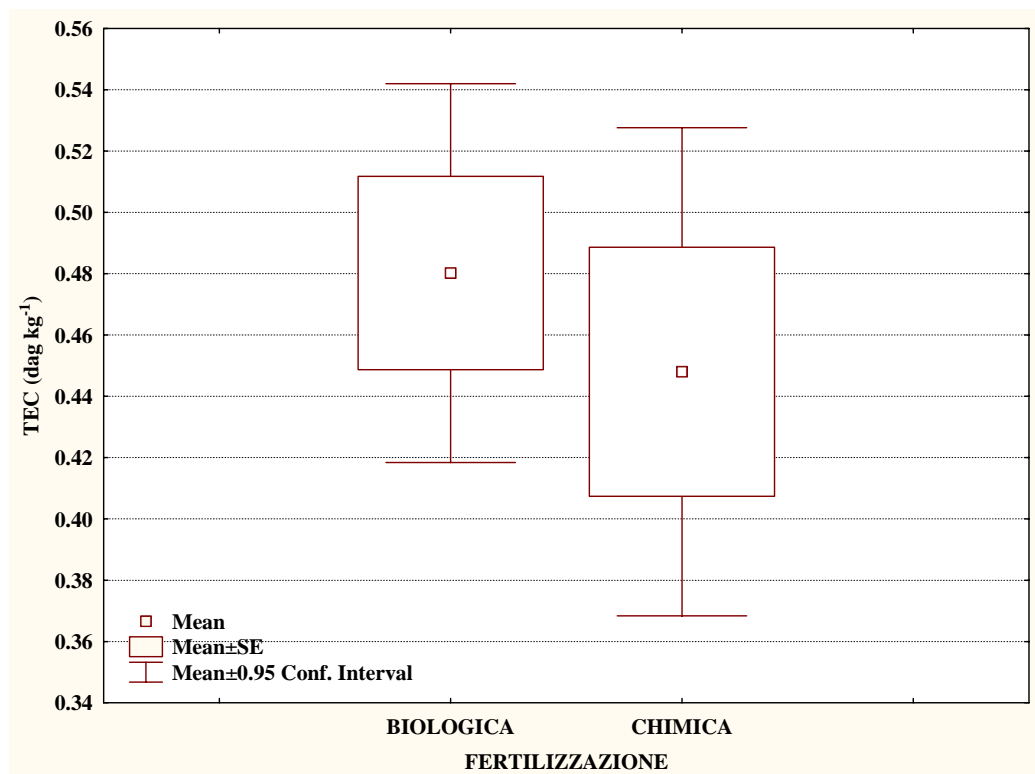


Figura 3.23 Box e Whisker plot del TEC di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

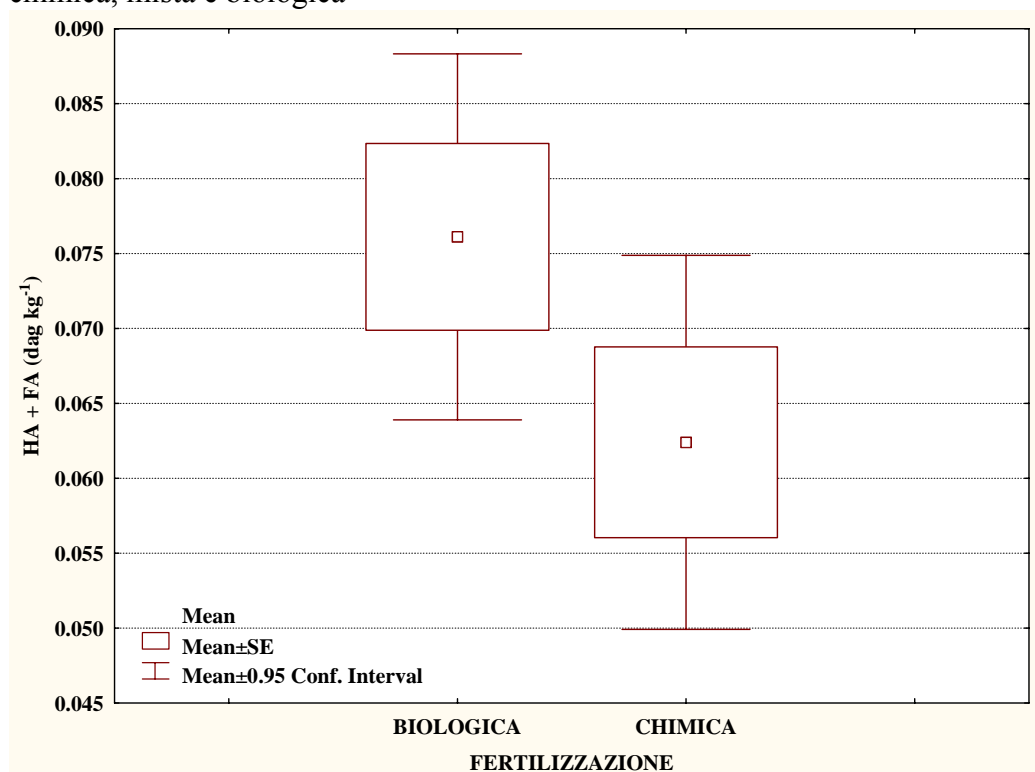


Figura 3.24 Box e Whisker plot degli HA+FA di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

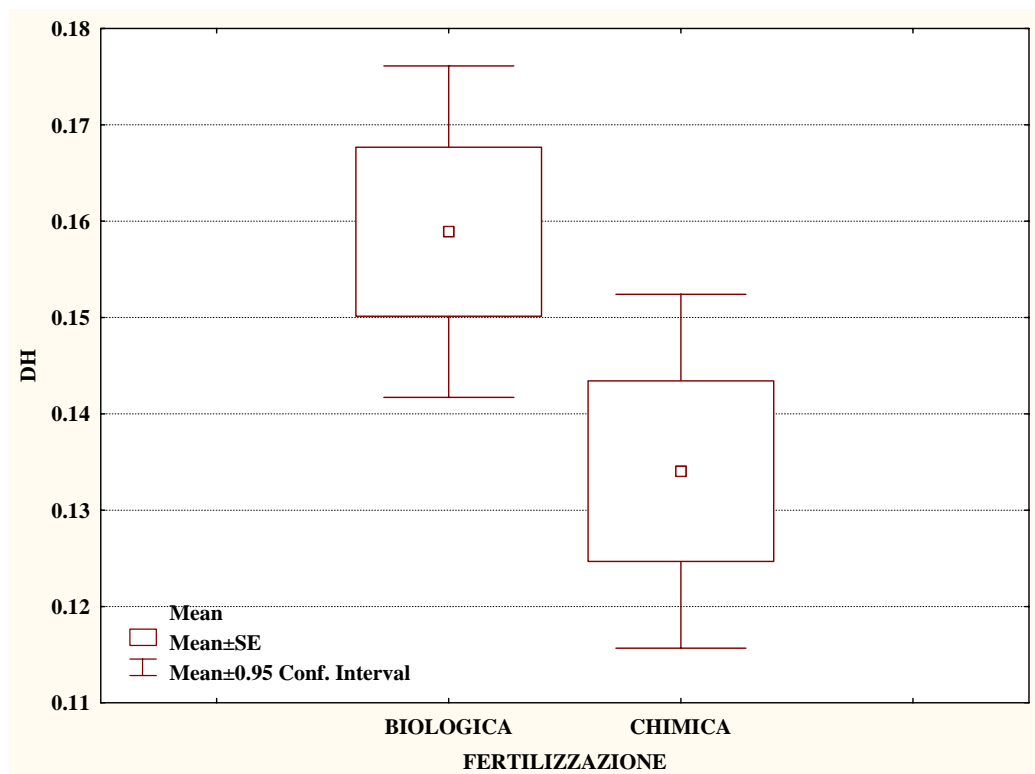


Figura 3.25 Box e Whisker plot del DH di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

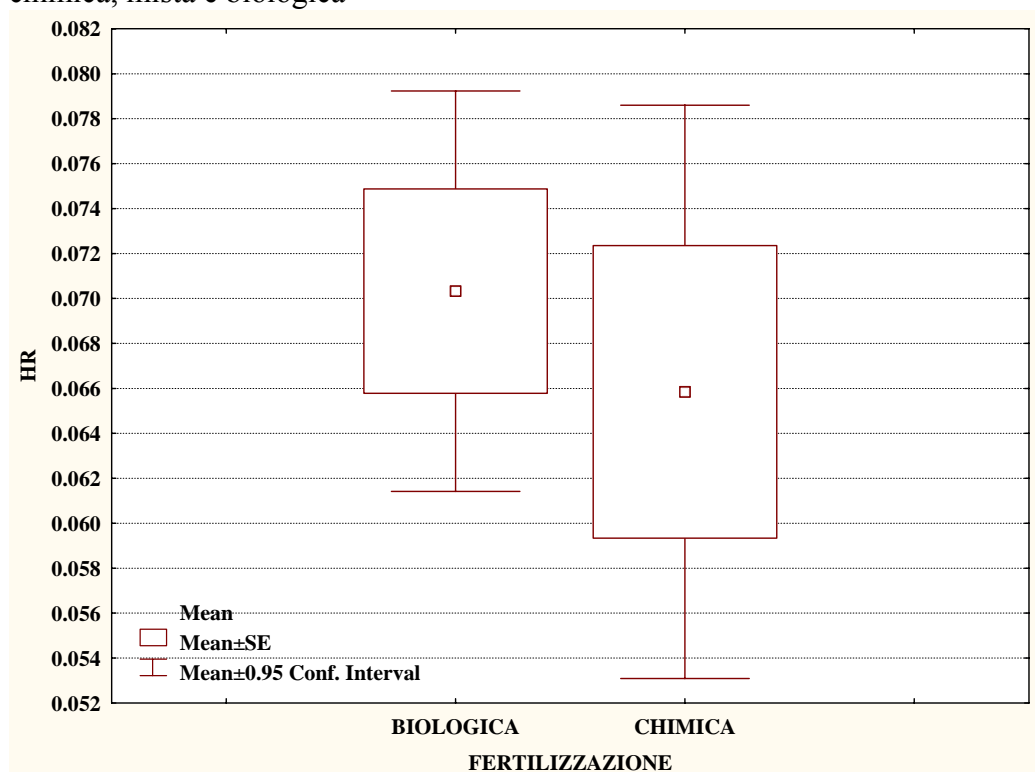


Figura 3.26 Box e Whisker plot del HR di confronto fra fertilizzazione chimica, mista e biologica

3.5 Effetto dell'irrigazione

Agli intervistati è stato chiesto se veniva adottato un sistema di irrigazione, e se si di che tipo. Solamente in 16 appezzamenti su 74 era presente un sistema di irrigazione: di cui 9 per aspersione e 7 a goccia. La casistica dei tipi di irrigazione non era quantitativamente sufficiente per elaborare i test statistici, perciò l'analisi è stata effettuata solo per il confronto fra presenza o assenza di sistemi di irrigazione. Il frazionamento del carbonio organico è stato effettuato solo su campioni prelevati da seminativi senza irrigazione, dunque l'effetto dell'irrigazione è stato analizzato solo sulle variabili SOC, N e rapporto C/N. I risultati sono riportati nella Tabella 3.8 e nelle figure 3.27, 3.28 e 3.29. L'irrigazione non ha un effetto significativo sulle variabili SOC ed N, ma incrementa, invece, significativamente il rapporto C/N.

Tabella 3.8 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di gestione, seccagna e irrigua, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Seccagno		Irriguo		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2283	0,4559	1,3662	0,6286	0,554602
N	1,1723	0,2916	1,1445	0,4627	0,840685
C/N	9,7767	2,9244	13,4389	6,2369	0,024400

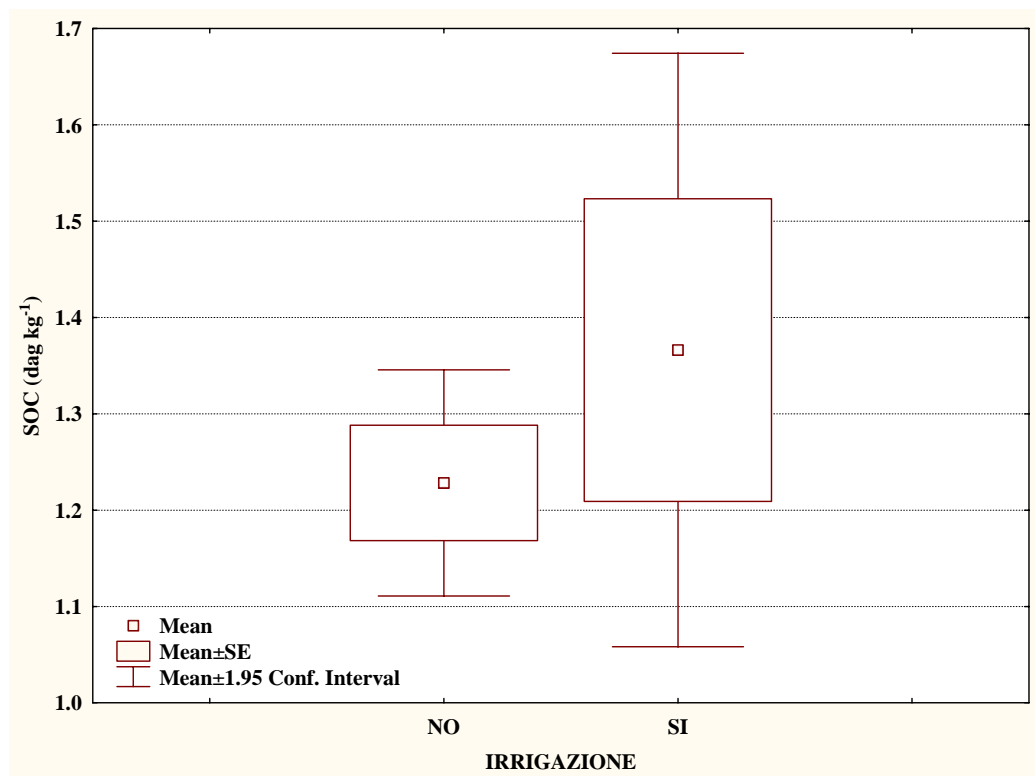


Figura 3.27 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra seccagno e irriguo

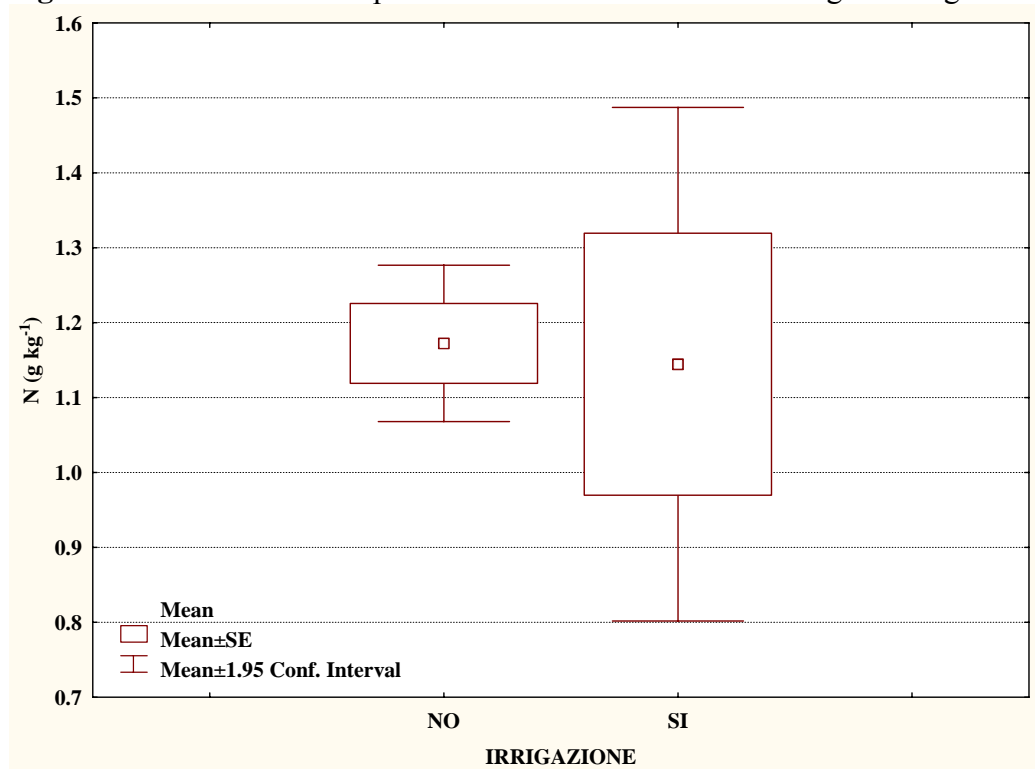


Figura 3.28 Box e Whisker plot del N di confronto fra seccagno e irriguo

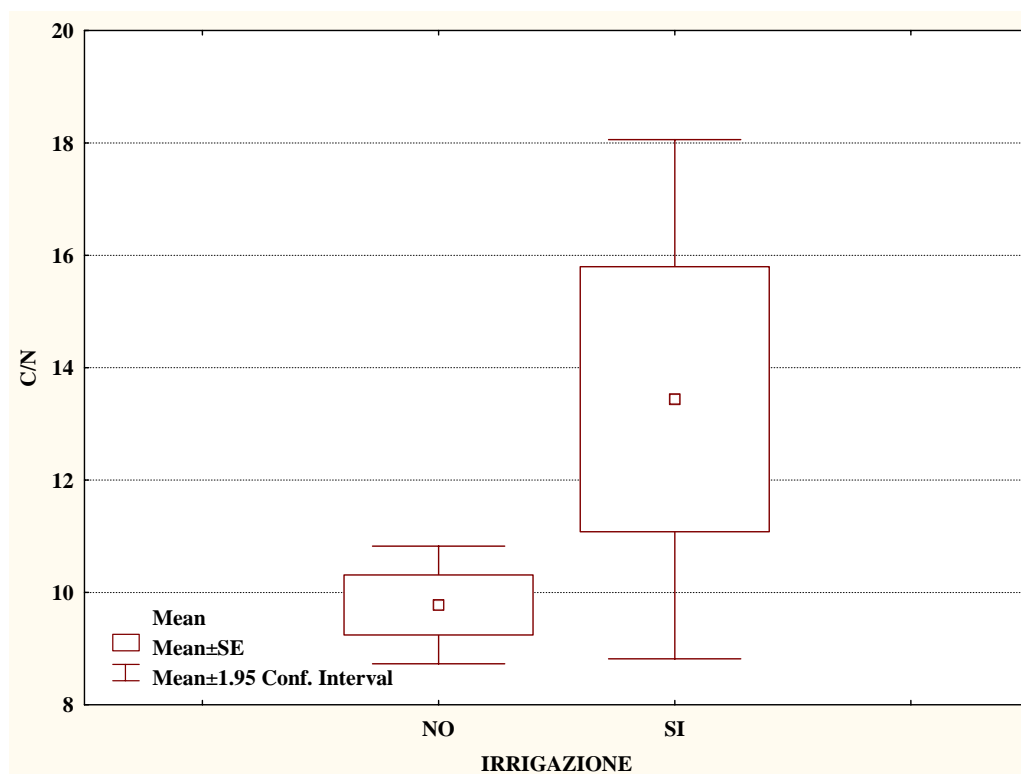


Figura 3.29 Box e Whisker plot del C/N di confronto fra secco e irriguo

3.6 Effetto delle operazioni di impianto

In 12 appezzamenti su 74 risulta adottato lo scasso, lo spietramento in 2 appezzamenti e il livellamento in uno. L'indagine statistica è stata effettuata dunque solo per lo scasso. I risultati sono riportati nella Tabella 3.9 e nelle Figure 3.30, 3.31 e 3.32. Nessuna delle variabili indagate dimostra di variare in maniera significativa per effetto della presenza di scasso.

Tabella 3.9 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra l'adozione o meno dello scasso come pratica di impianto, con relativo p-value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Presenza di scasso		Assenza di scasso		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,1505	0,2155	1,4108	0,5898	0,142395
N	1,0635	0,4812	1,2779	0,4526	0,438452
C/N	12,1104	5,2275	12,5032	5,5566	0,904208

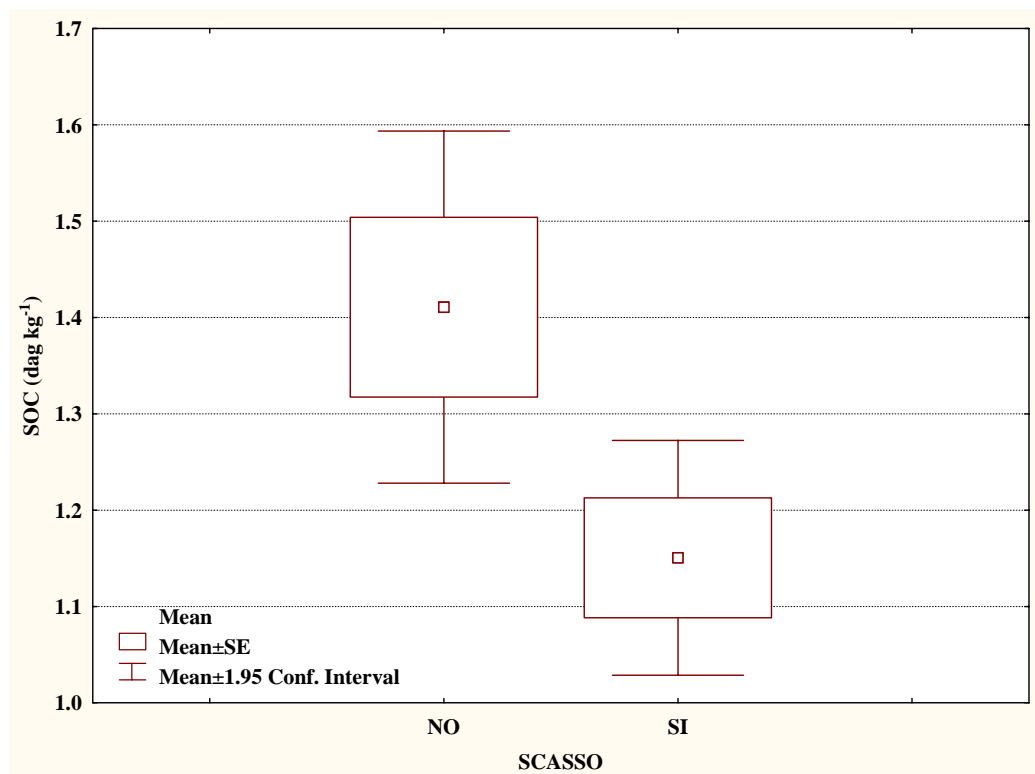


Figura 3.30 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra l'adozione o meno dello scasso come pratica di impianto

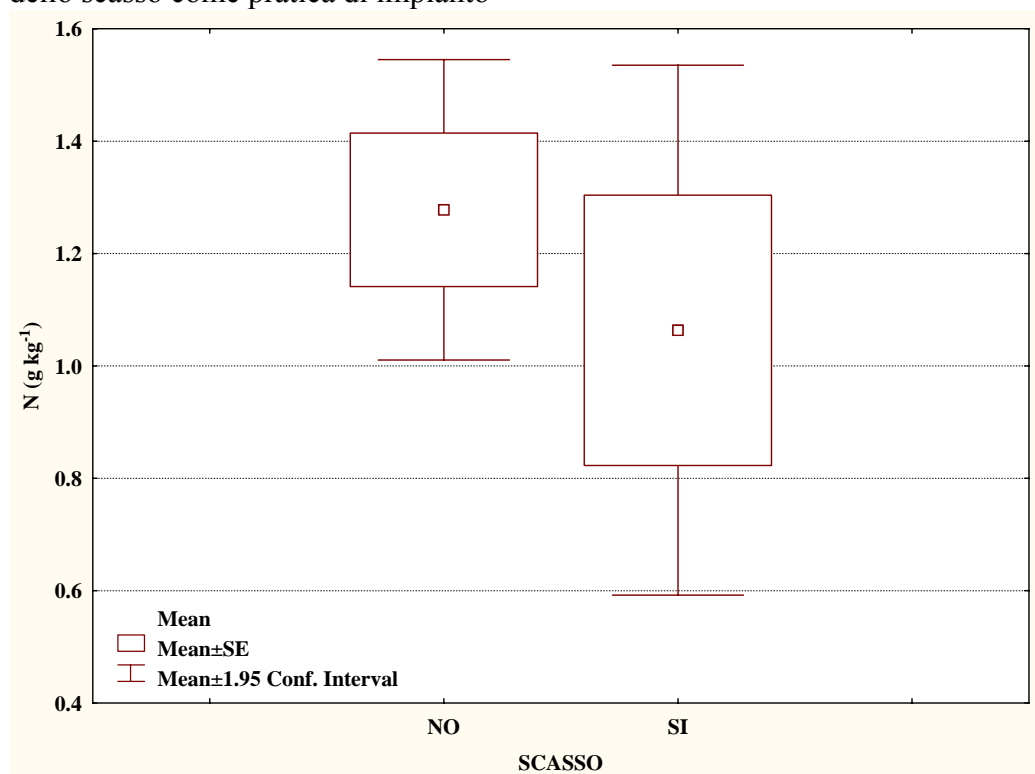


Figura 3.31 Box e Whisker plot del N di confronto fra l'adozione o meno dello scasso come pratica di impianto

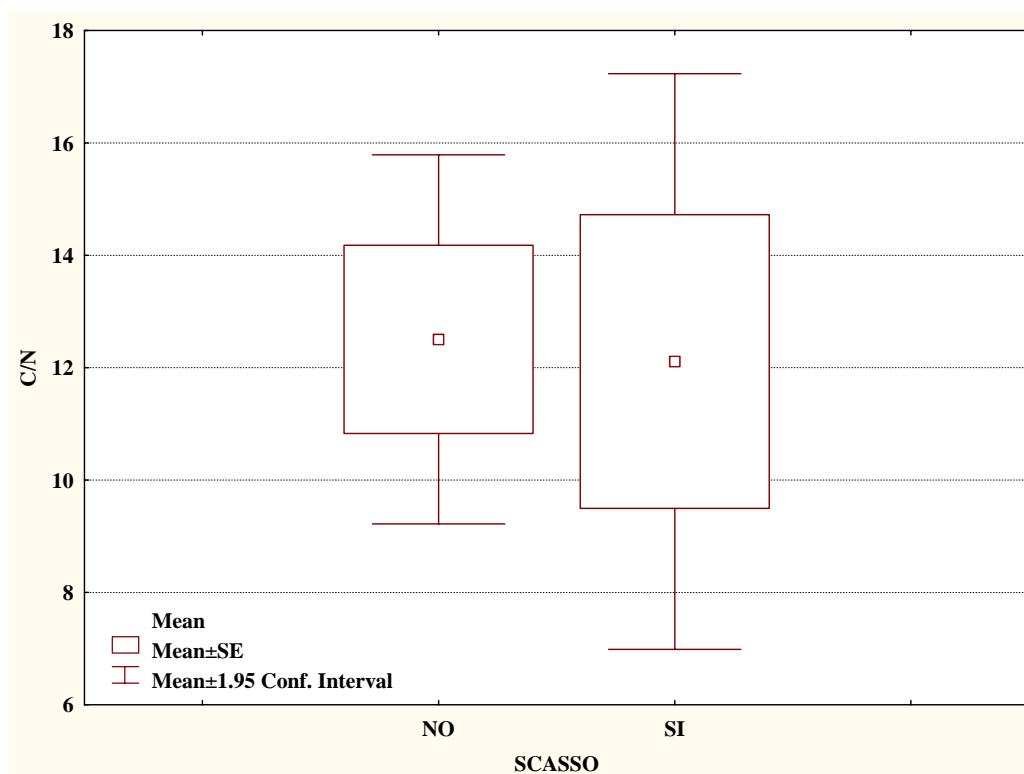


Figura 3.32 Box e Whisker plot del C/N di confronto fra l'adozione o meno dello scasso come pratica di impianto

3.7 Effetto delle rotazioni

La pratica delle rotazioni si applica ovviamente solo ai seminativi. Il tipo di rotazione più adottato è la rotazione biennale in 22 casi, mentre la rotazione triennale è adottata in 10 casi, la rotazione quadriennale in 3 casi e la monosuccessione in 3 casi. La monosuccessione è stata intesa come assenza di rotazioni, mentre le rotazioni triennale e pluriennale sono state considerate insieme come rotazioni pluriennali. Per la monosuccessione la casistica era troppo bassa per poter elaborare una statistica. I risultati sono riportati nella Tabella 3.10 e nelle Figure da 3.33 a 3.39. Anche in questo caso nessuna delle variabili indagate dimostra di variare in maniera significativa per effetto delle rotazioni.

Tabella 3.10 Media e deviazione standard delle variabili SOC, N, C/N, TEC, HA+FA, DH e HR a confronto fra rotazione biennale o pluriennale, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N, TEC, HA+FA, DH e HR).

	Biennale		Pluriennale		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,20591	0,42034	0,94948	0,17632	0,082902
N	1,24196	0,28267	1,05625	0,08547	0,372973
C/N	9,22720	1,84000	8,89049	1,89047	0,571074
TEC	0,48185	0,13776	0,43534	0,18182	0,409703
HA + FA	0,07259	0,02649	0,06398	0,03060	0,392957
DH	0,15194	0,04256	0,13900	0,04110	0,383780
HR	0,06195	0,01351	0,07039	0,03008	0,319859

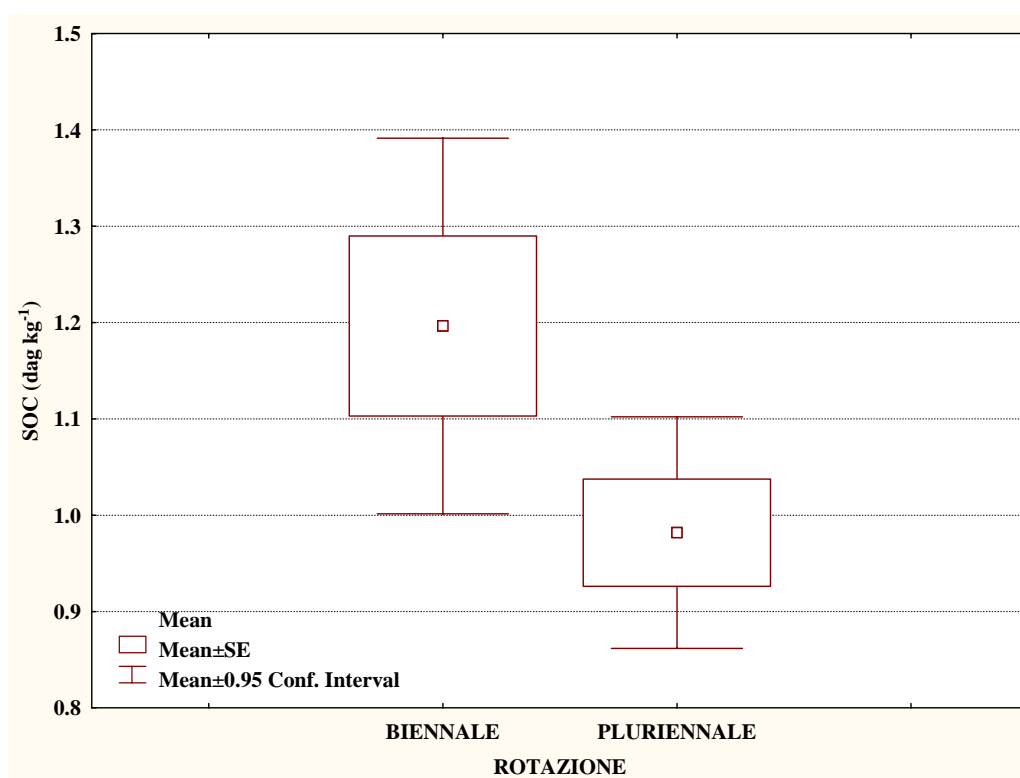


Figura 3.33 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra rotazione biennale e triennale

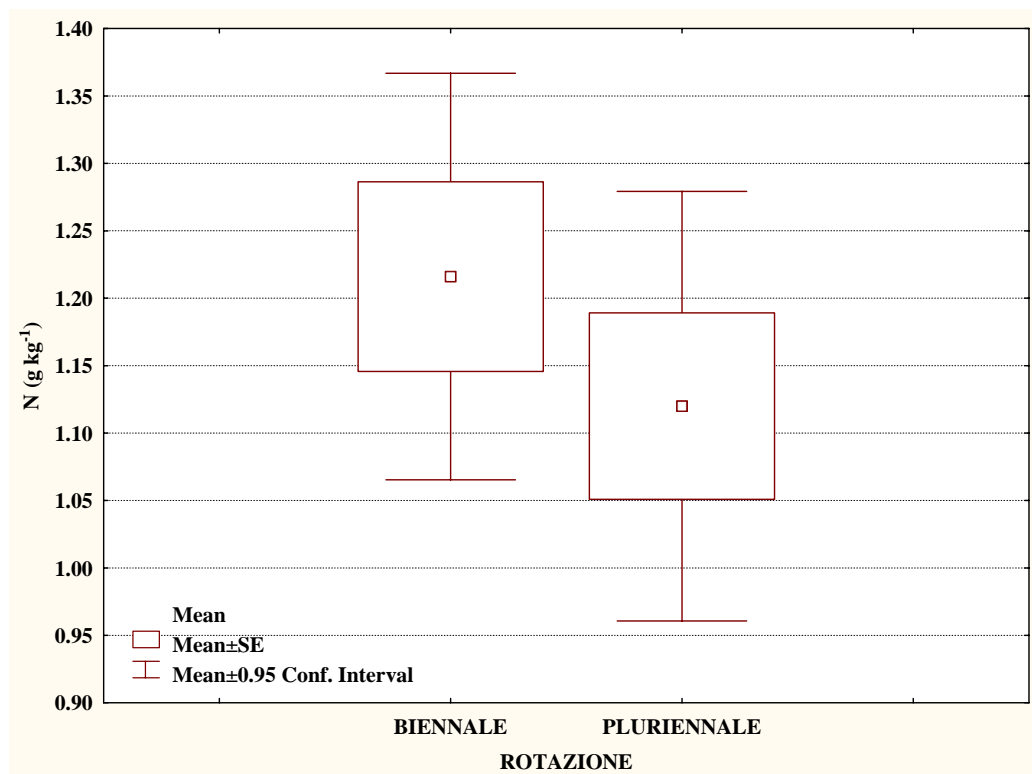


Figura 3.34 Box e Whisker plot del N di confronto fra rotazione biennale e triennale

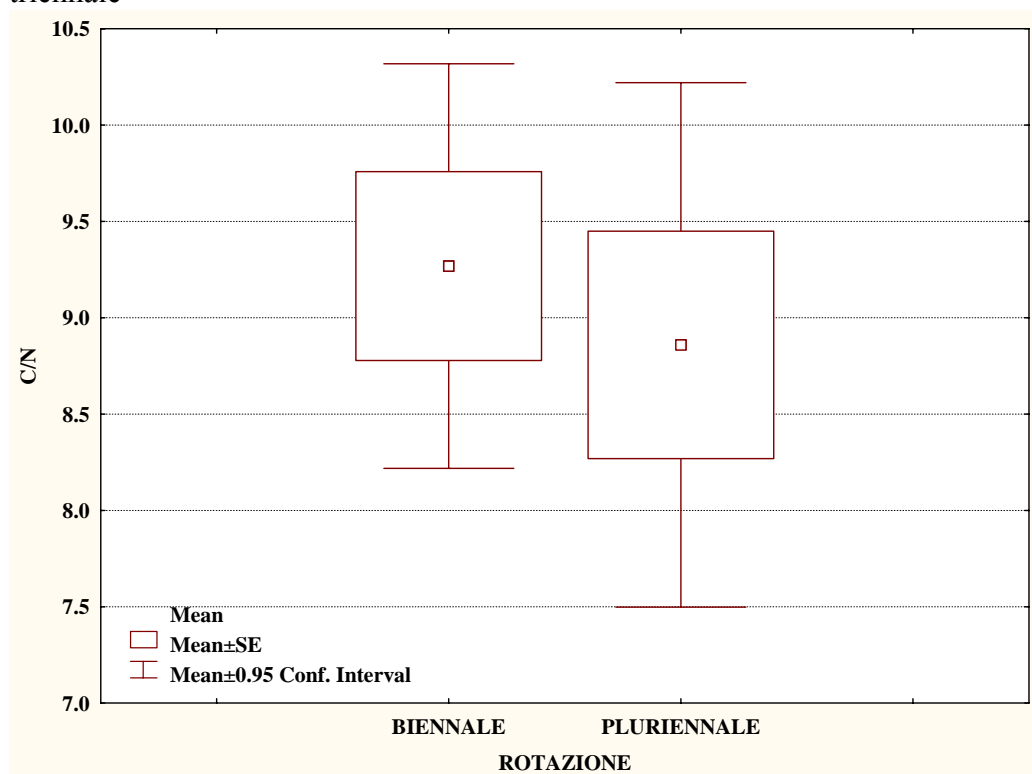


Figura 3.35 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra rotazione biennale e triennale

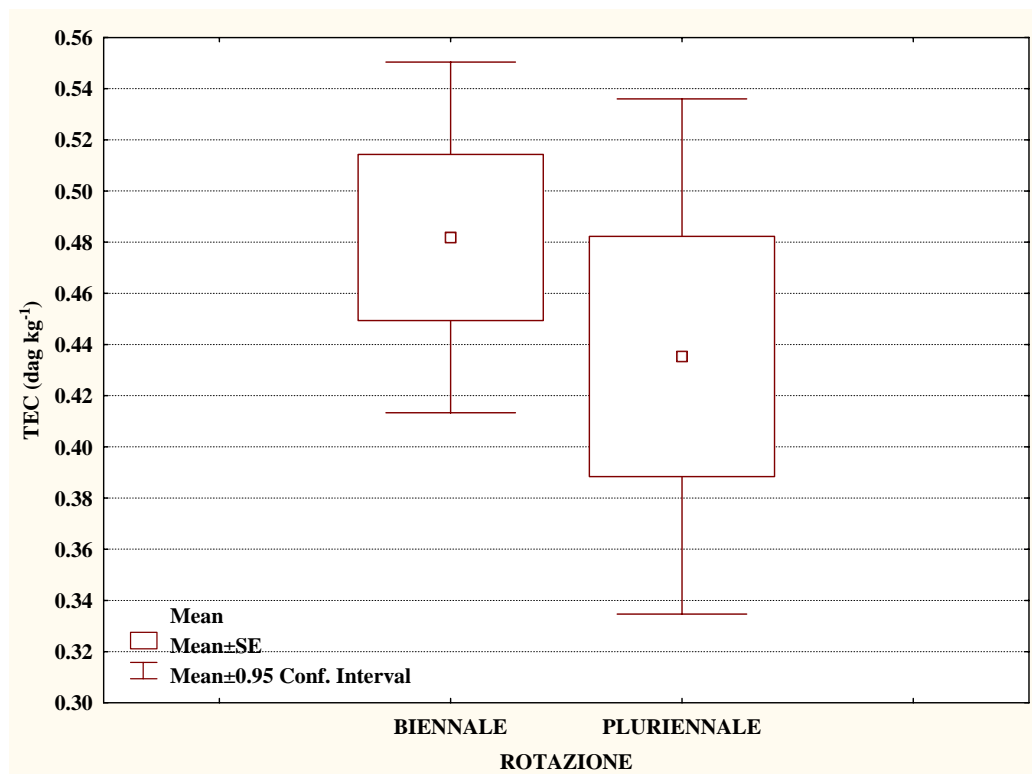


Figura 3.36 Box e Whisker plot del TEC di confronto fra rotazione biennale e triennale

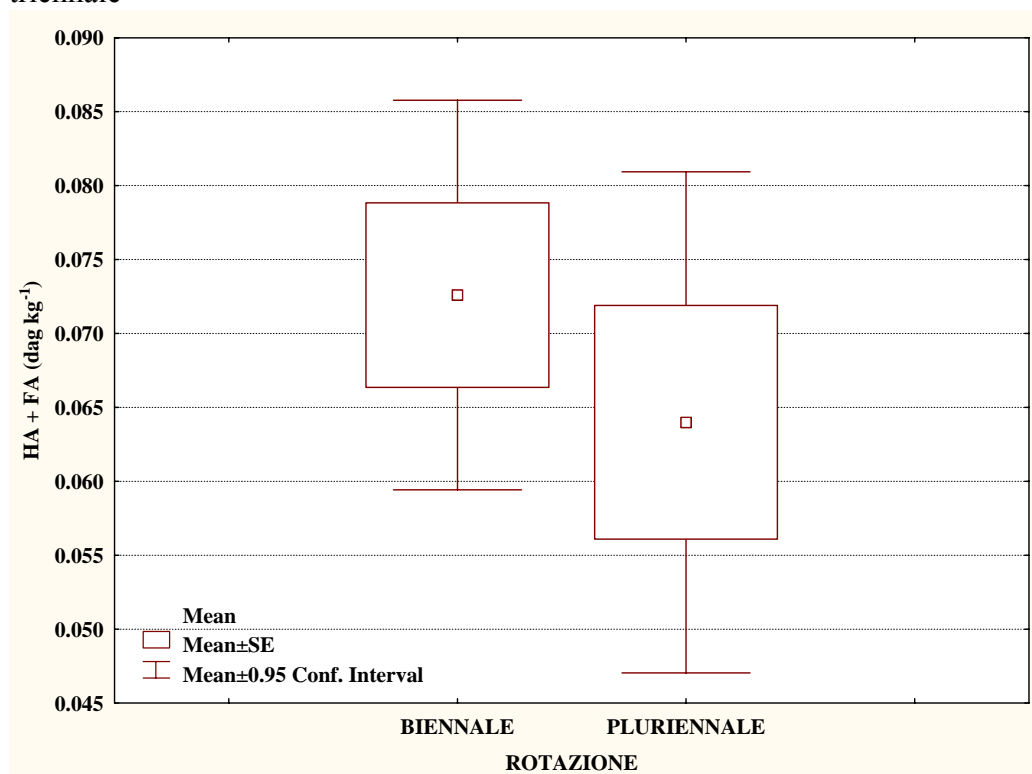


Figura 3.37 Box e Whisker plot del HA+FA di confronto fra rotazione biennale e triennale

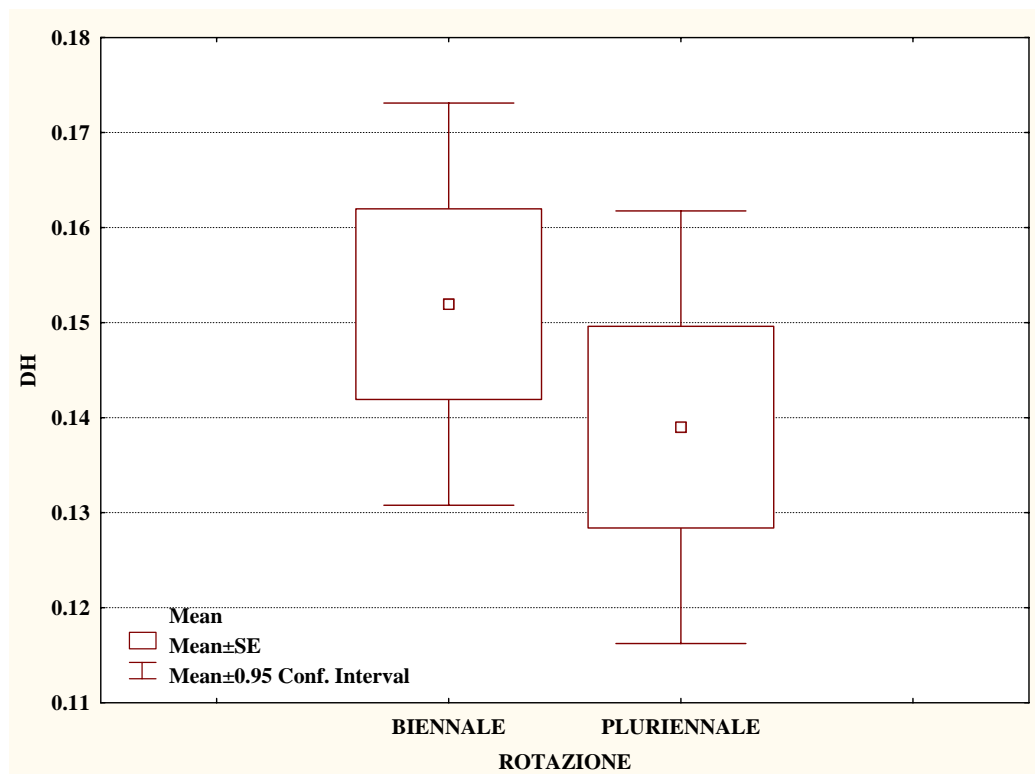


Figura 3.38 Box e Whisker plot del DH di confronto fra rotazione biennale e triennale

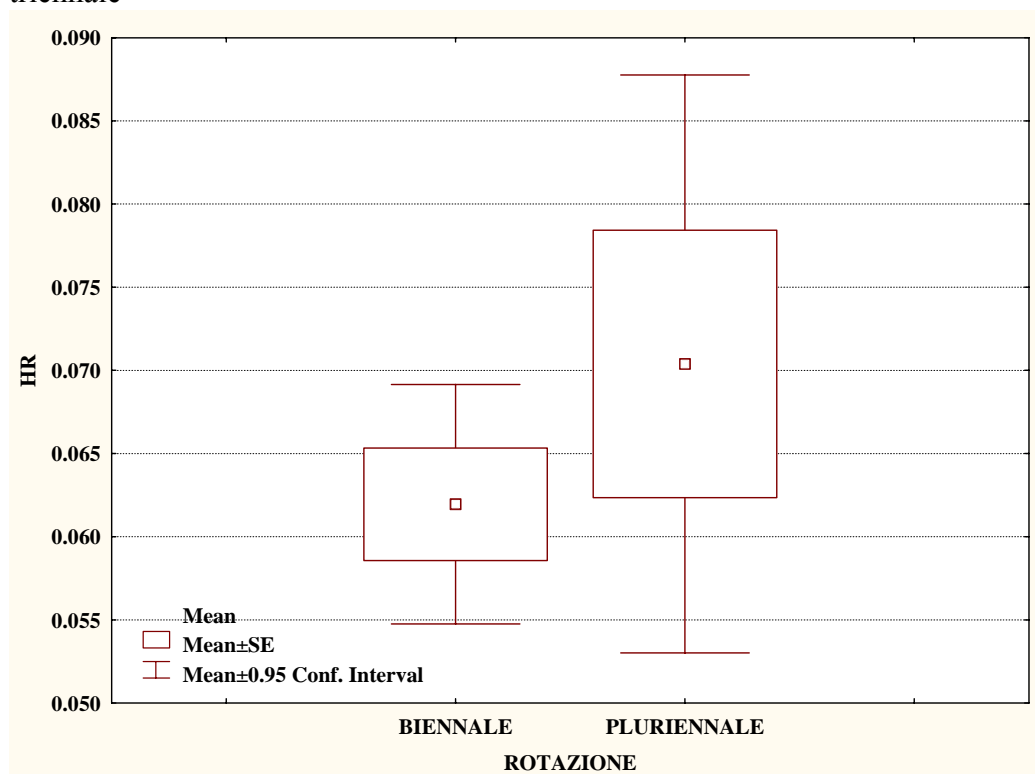


Figura 3.39 Box e Whisker plot del HR di confronto fra rotazione biennale e triennale

3.8 Altre pratiche agronomiche

La totalità degli intervistati dichiara di non adottare pratiche di sistemazioni idrauliche agrarie (Tabella 2.6), eccetto che per due intervistati che dichiarano di adottare pratiche di drenaggio. Anche le pratiche di protezione del suolo, così come elencate in Tabella 2.9, non vengono adottate dalla totalità degli intervistati. Come pure le consociazioni (Tabella 2.4). L'unica forma di impianto del vigneto (Tabella 2.8) adottata è a rittochino. Per questo motivo non sono state effettuate indagini statistiche sull'effetto di queste pratiche.

3.9 Effetto dell'adozione di misure agro-ambientali

Fra tutte le misure agro-ambientali prese in considerazione (Tabella 2.10), 6 intervistati hanno dichiarato di adottare la produzione integrata (2078 A del regolamento CEE del 1992, F1A del PSR 2000-2006 e 214 1A del PSR 2007-2013), 12 hanno dichiarato di adottare l'agricoltura biologica (2078 B del regolamento CEE del 1992, F1B del PSR 2000-2006 e 214 1B del PSR 2007-2013). In particolare hanno aderito alla misura per l'agricoltura biologica 11 dei 22 proprietari dei terreni campionati nel 2013 e 2014, sul quale è stato effettuato il frazionamento del carbonio organico, mentre i restanti 11 non hanno aderito a nessuna misura.

I risultati dell'analisi statistica sono riportati nelle Tabelle da 3.11 a 3.14 e nelle Figure da 3.40 a 3.50. Nel confronto fra adesione o non adesione a misure agro-ambientali non ci sono differenze significative per nessuna variabile. Si ha invece un incremento quasi significativo del SOC e del rapporto C/N nel confronto fra agricoltura biologica ad integrata. Lo stesso vale per il confronto fra non adesione e adesione alla produzione integrata. Non vi sono differenze significative, invece, nel confronto fra adesione e non adesione alla produzione biologica.

Tabella 3.11 Media e deviazione standard delle variabili SOC, N, C/N, TEC, HA+FA, DH e HR a confronto fra l'adesione o la non adesione ad una misura agro-ambientale, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N, TEC, HA+FA, DH e HR).

	Adesione		Non adesione		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2328	0,4414	1,3369	0,6486	0,443422
N	1,1241	0,3583	1,1998	0,2980	0,487890
C/N	11,6165	4,4879	9,5957	3,3040	0,070489
TEC	0,4802	0,1338	0,4480	0,1724	0,704022
HA + FA	0,0761	0,0264	0,0624	0,0270	0,318530
DH	0,1589	0,0372	0,1340	0,0398	0,111762
HR	0,0703	0,0182	0,0658	0,0268	0,755833

Tabella 3.12 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra le due categorie di misure agro-ambientali, produzione integrata e biologica, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Produzione integrata		Agricoltura biologica		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,8454	0,8487	1,0826	0,3334	0,061046
N	1,1698	0,7017	1,1089	0,1995	0,779637
C/N	17,4865	5,0326	9,6599	1,9625	0,029050

Tabella 3.13 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra la non adesione ad una misura agro-ambientale e l'adesione alla produzione integrata, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Non adesione		Produzione integrata		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2328	0,4414	1,8454	0,8487	0,078086
N	1,1998	0,2980	1,1698	0,7017	0,885067
C/N	9,5957	3,3040	17,4865	5,0326	0,011728

Tabella 3.14 Media, deviazione standard delle variabili SOC, N e C/N a confronto fra la non adesione ad una misura agro-ambientale e l'adesione alla agricoltura biologica, con relativo p value del Mann-Whitney U test (per SOC e C/N) o del t-test (per N).

	Non adesione		Agricoltura biologica		p value
	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	
SOC	1,2328	0,4414	1,0826	0,3334	0,430537
N	1,1998	0,2980	1,1089	0,1995	0,354591
C/N	9,5957	3,3040	9,6599	1,9625	0,349479

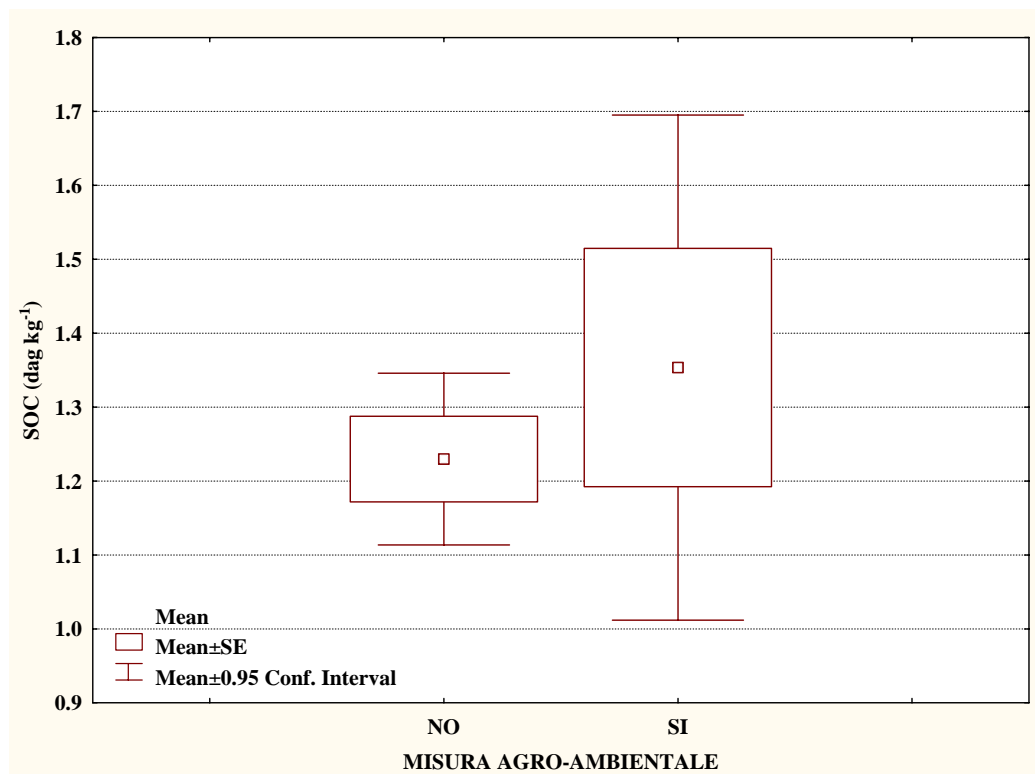


Figura 3.40 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

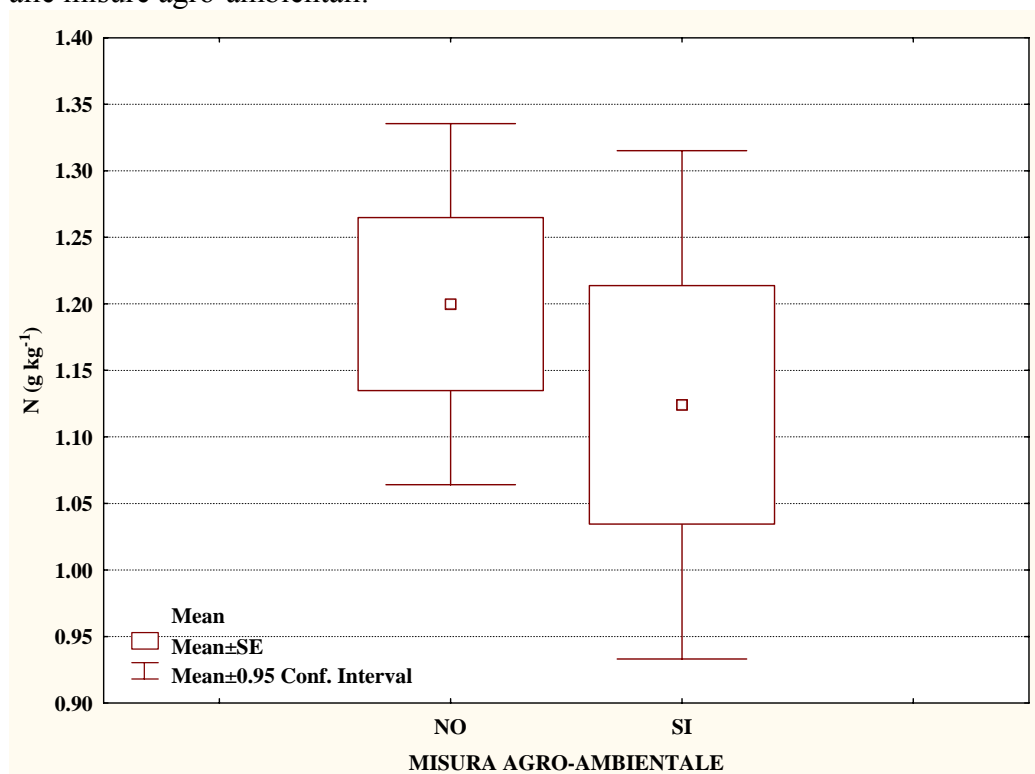


Figura 3.41 Box e Whisker plot del N di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

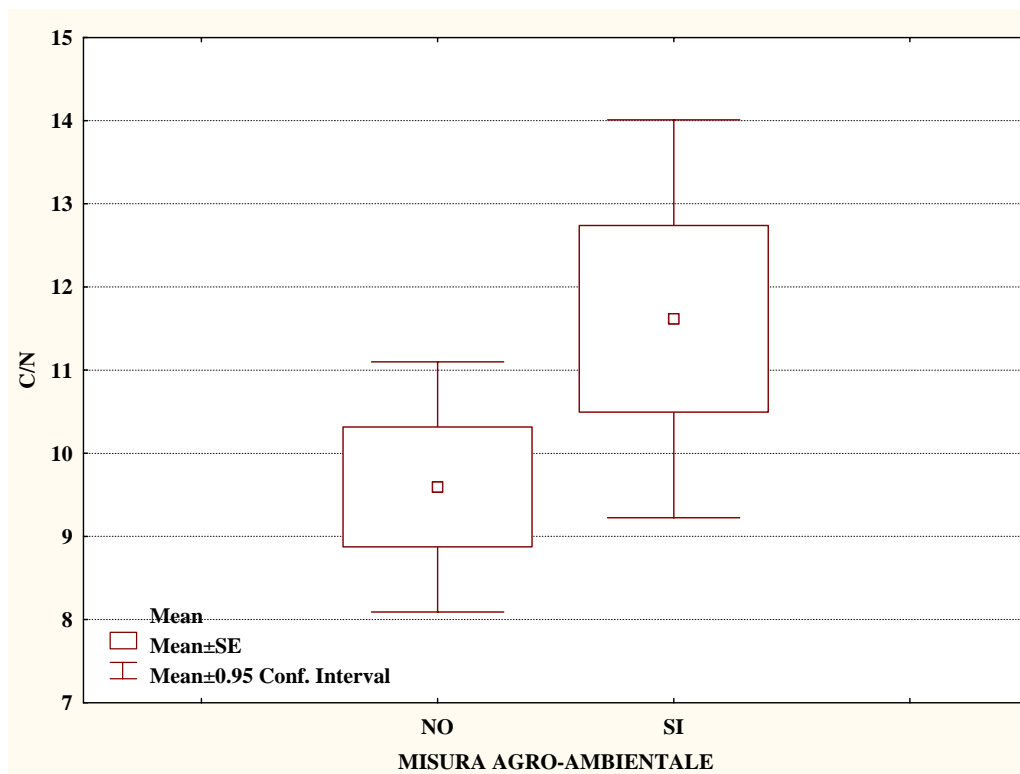


Figura 3.42 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

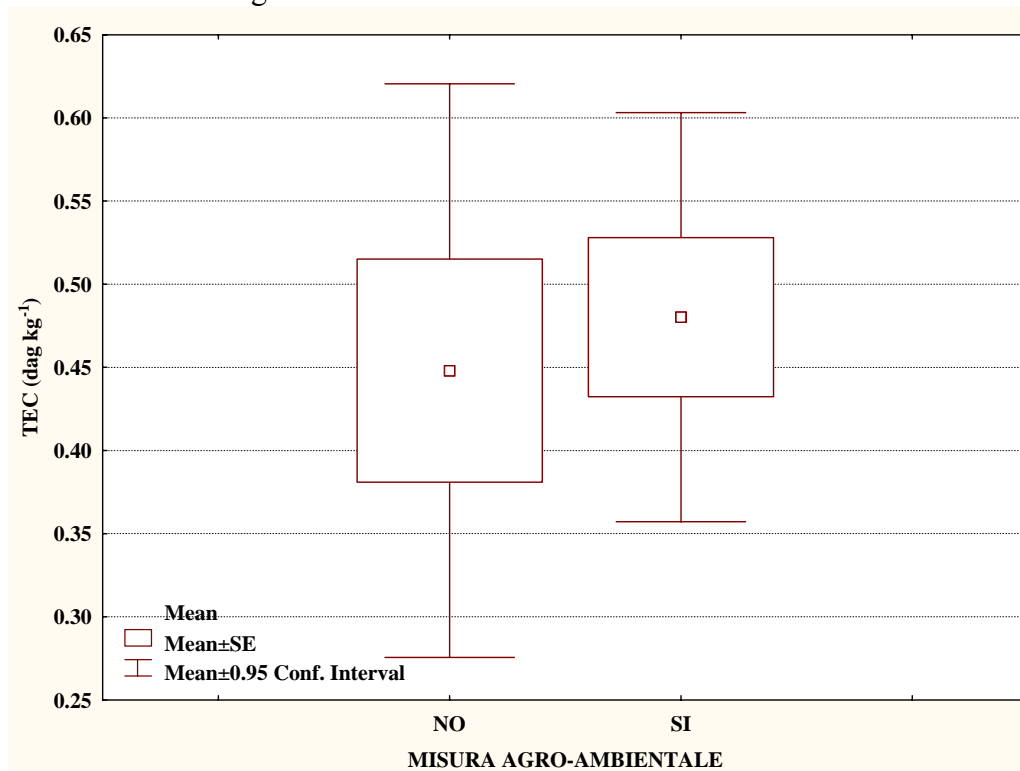


Figura 3.43 Box e Whisker plot del TEC di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

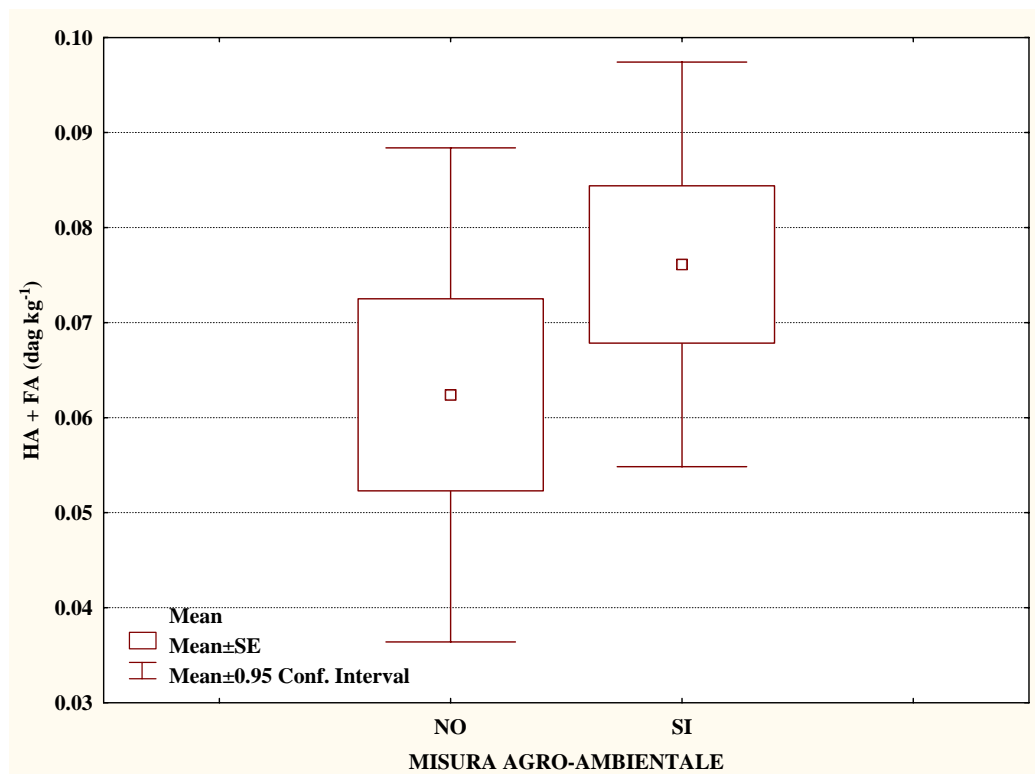


Figura 3.44 Box e Whisker plot del HA+FA di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

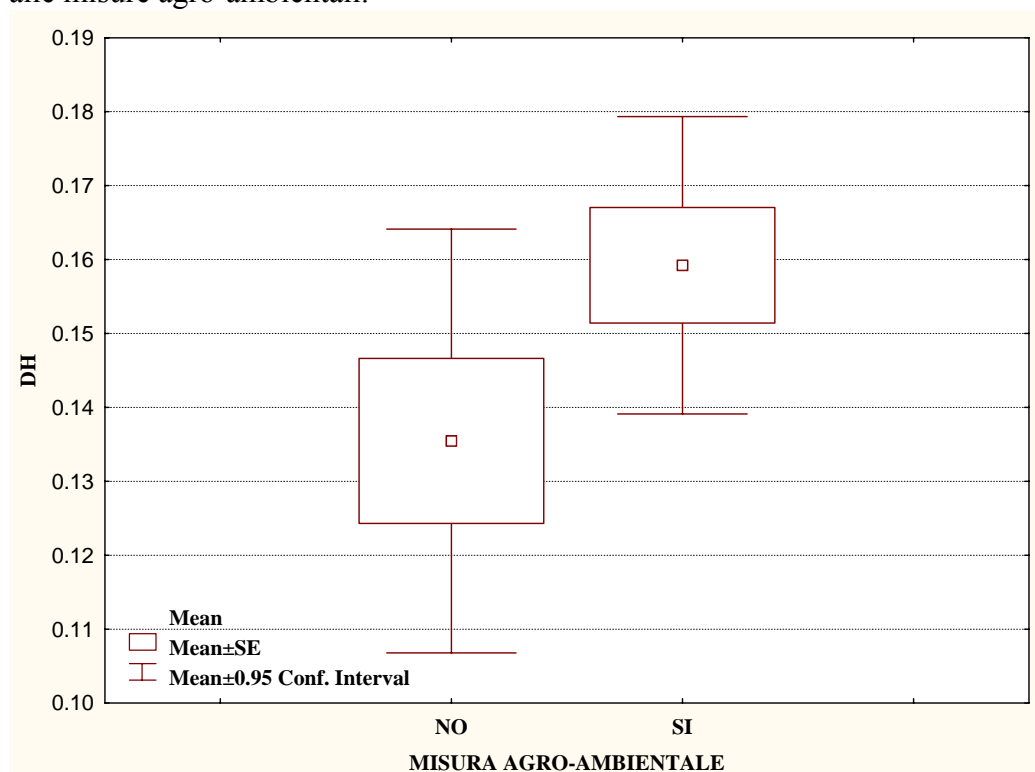


Figura 3.45 Box e Whisker plot del DH di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

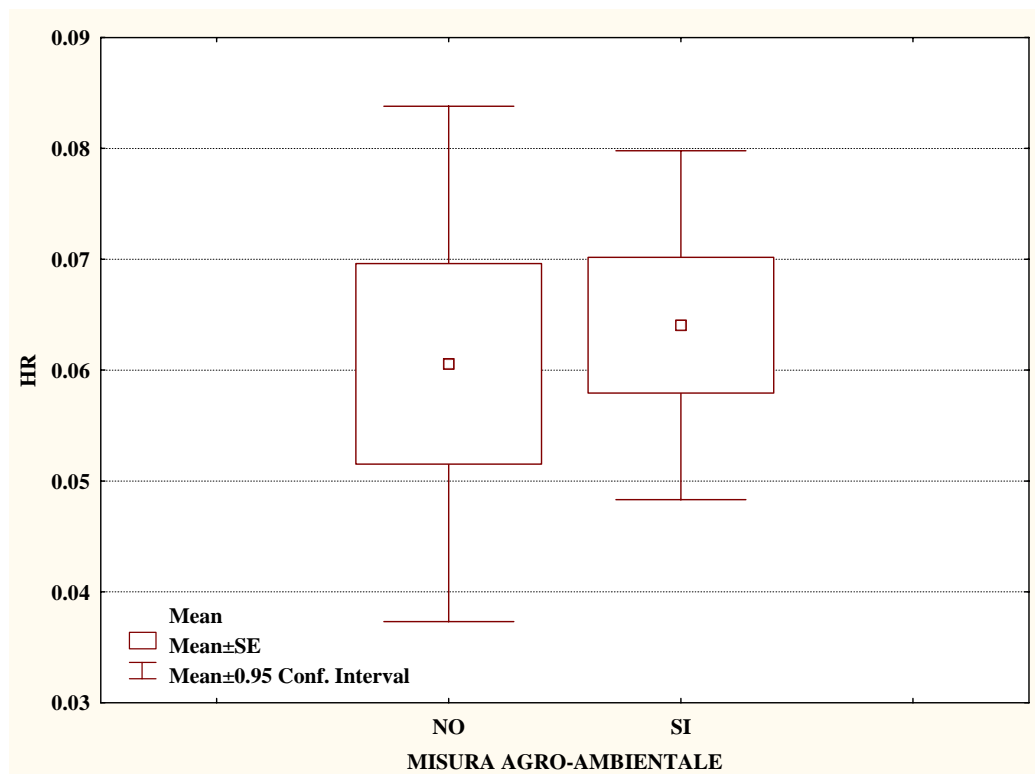


Figura 3.46 Box e Whisker plot del HR di confronto fra l'adesione o meno alle misure agro-ambientali.

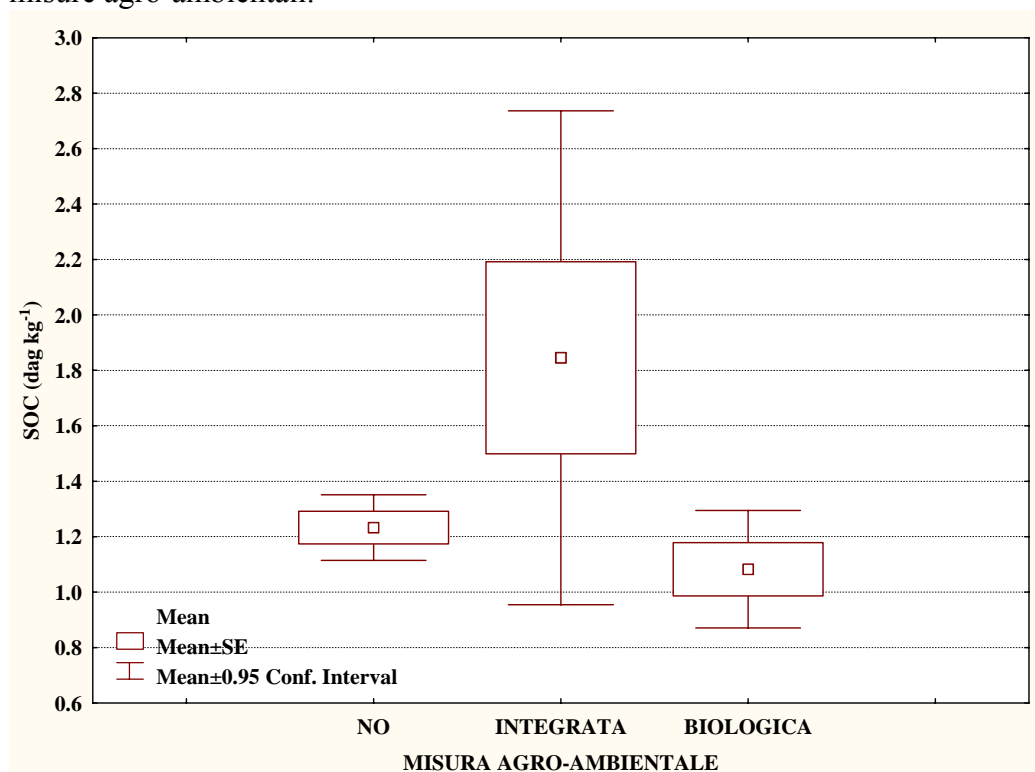


Figura 3.47 Box e Whisker plot del SOC di confronto fra l'adesione o non adesione alle diverse misure agro-ambientali

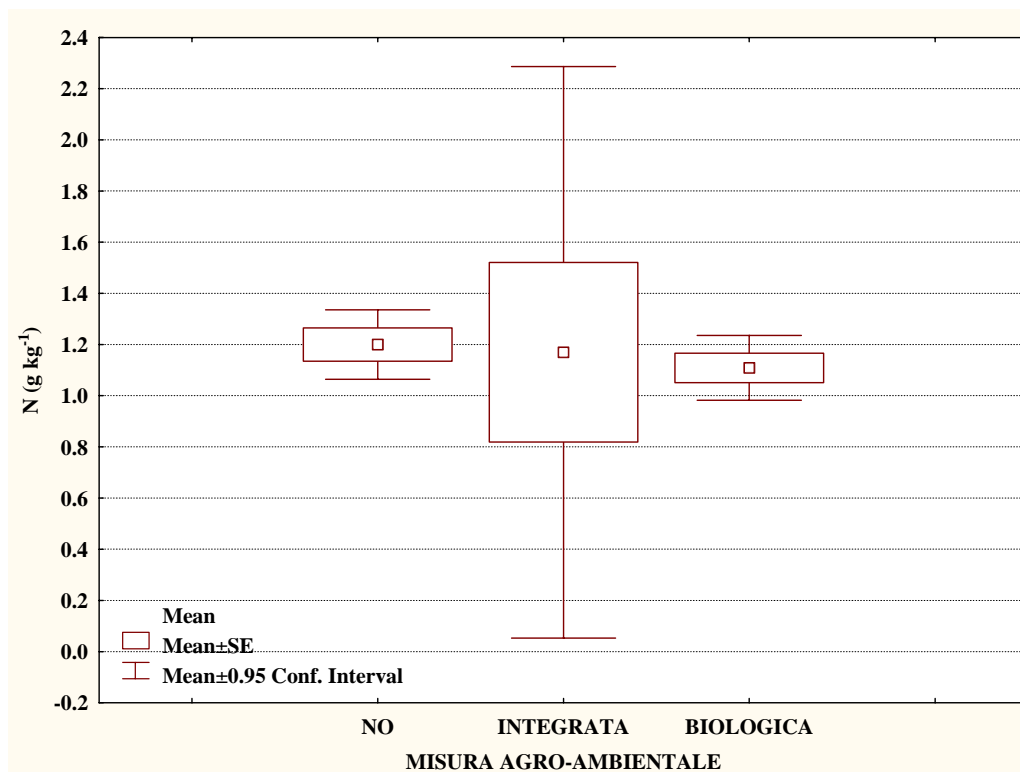


Figura 3.48 Box e Whisker plot del N di confronto fra l'adesione o non adesione alle diverse misure agro-ambientali

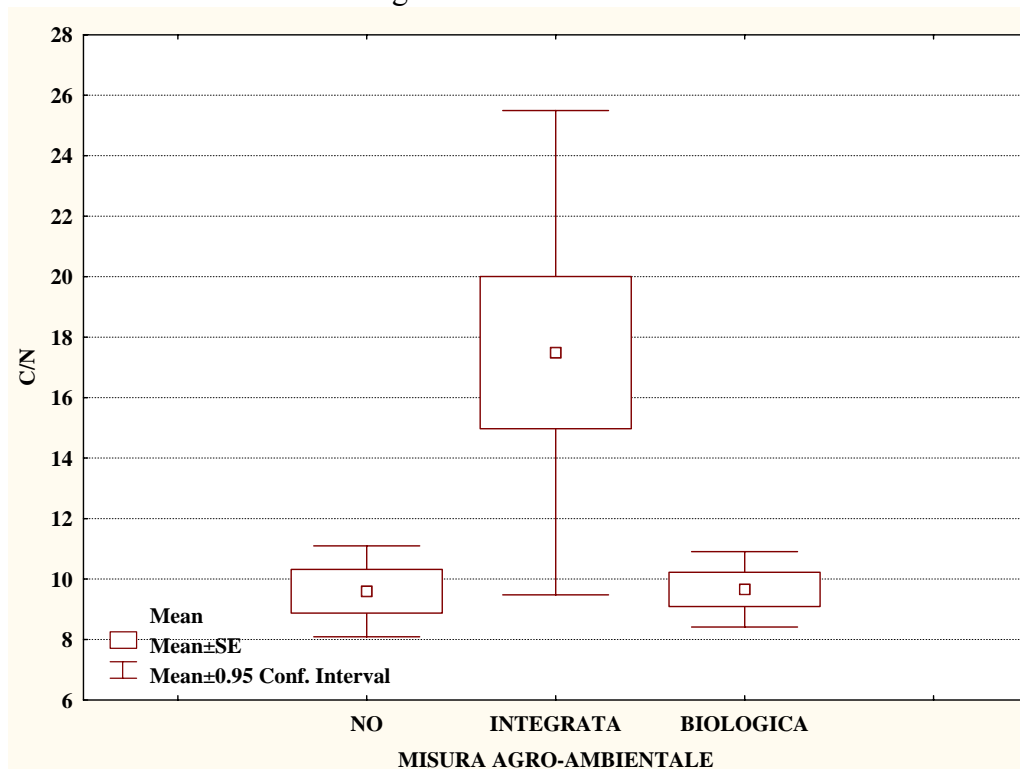


Figura 3.49 Box e Whisker plot del rapporto C/N di confronto fra l'adesione o non adesione alle diverse misure agro-ambientali

Nella Tabella 3.15 sono riportate le pratiche agronomiche adottate dai produttori che hanno dichiarato di aderire alle misure agro-ambientali: produzione integrata e agricoltura biologica. Da questa tabella si evince che i produttori integrati del nostro campione sono frutticoltori che adottano lavorazioni minime, per metà irrigano e per metà non irrigano e adottano un tipo di fertilizzazione per lo più chimica o mista, solo in un caso adottano fertilizzazione biologica e in un caso hanno effettuato lo scasso all'impianto. Dunque la produzione integrata riguarda non tanto la fertilizzazione quanto l'utilizzo ridotto di fitofarmaci e le ridotte lavorazioni. I produttori biologici del nostro campione, 11 su 12 in seminativi e uno in frutteti, attuano l'aratura come sistema di lavorazione, producono in seccagno e fertilizzano in biologico.

Tabella 3.15 Pratiche agronomiche adottate dai produttori che hanno aderito alle misure agro-ambientali: produzione integrata (A) e agricoltura biologica (B).

M.	Uso	Scasso	Lavorazione	Irrigazione	Fertilizzazione	n
A	Frutteti	No	Minima	Seccagno	Chimica	1
	Frutteti	No	Minima	Seccagno	Mista	2
	Frutteti	No	Minima	Irriguo	Biologica	1
	Frutteti	No	Minima	Irriguo	Chimica	1
	Frutteti	Si	Minima	Irriguo	Chimica	1
B	Frutteti	Si	Profonda	Seccagno	Biologica	1
	Seminativi	-	Superficiale	Seccagno	Biologica	11

3.10 Elaborazione del modello generale dell'impatto antropico e dell'inaridimento sulle variazioni di SOC e degli HA+FA

Tutte le elaborazioni statistiche esposte nei paragrafi da 3.1 a 3.8 sono state propedeutiche alla elaborazioni di un modello generale dell'impatto antropico e dell'inaridimento sulle variazioni di SOC e degli HA+FA.

Nella Tabella 3.16 si riportano i risultati della Spearman Rank Order Correlation analysis fra le variabili SOC, N, TEC e HA+FA. In grassetto sono indicate le correlazioni significative per $p\text{-value} > 0,05$. I risultati indicano che il SOC è significativamente correlato, con segno positivo, alle variabili N, TEC e

HA+FA. Gli HA+FA non sono significativamente correlati con N, ma sono invece significativamente correlati e con segno positivo con il SOC e il TEC.

Tabella 3.16 Spearman Rank Order Correlation analysis fra le variabili SOC, N, TEC e HA+FA.

	SOC	N	TEC	HA+FA
SOC	1,000000	0,495199	0,657517	0,564447
N	0,495199	1,000000	0,210256	0,264274
TEC	0,657517	0,210256	1,000000	0,768340
HA+FA	0,564447	0,264274	0,768340	1,000000

Poiché la variabile SOC è risultata non normalmente distribuita, per le successive analisi di regressione è stata utilizzata al suo posto la SOC trasformata logaritmicamente, indicata come SOC_LN. Lo Shapiro-Wilks W test dimostra che la variabile SOC_LN è normalmente distribuita, come confermato dall'analisi del relativo istogramma delle frequenze (Figura 3.51) e relative skewness e kurtosis.

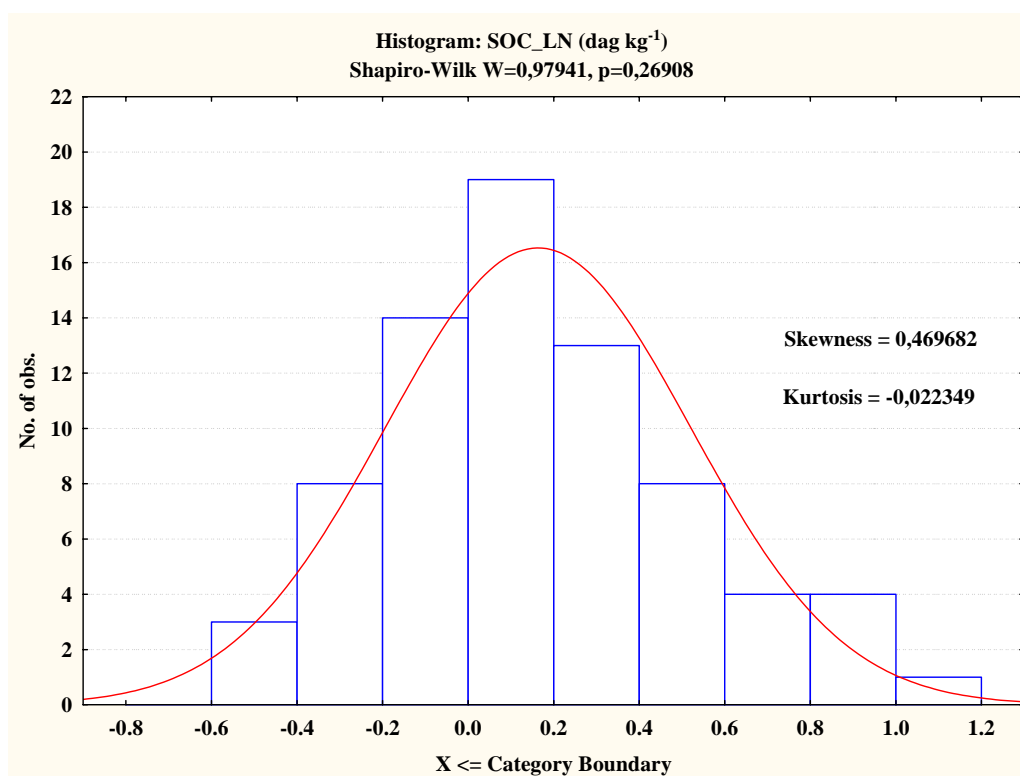


Figura 3.51 Istogramma di frequenze e Shapiro-Wilk W test della variabile SOC_LN

La correlazione diretta fra le variabili SOC_LN ed N è stata verificata dal test di regressione singola, che ha dato esito positivo. Le due variabili sono correlate con un R^2 pari a 0,2519 e un p-value dell'F-statistic: pari a 0,001553. Nella Figura 3.52 è rappresentata graficamente la regressione fra le due variabili. Anche la correlazione diretta fra le variabili HA+FA e il SOC_LN è stata verificata dal test di regressione singola, che ha dato esito positivo. Le due variabili sono correlate con un R^2 pari a 0,5067 e un p-value dell'F-statistic: pari a $3,397e^{-06}$. Nella Figura 3.53 è rappresentata graficamente la regressione fra le due variabili. Non risulta esserci, invece, una relazione significativa fra gli HA+FA e l'N.

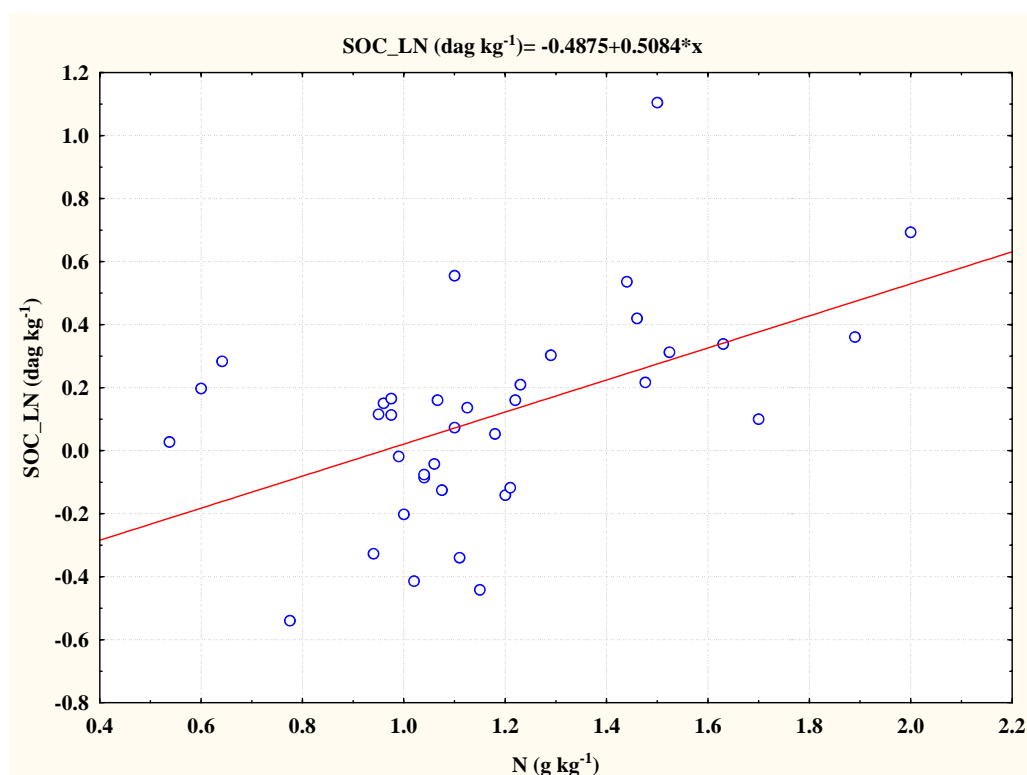


Figura 3.52 Regressione lineare fra la variabile SOC_LN e la variabile N.

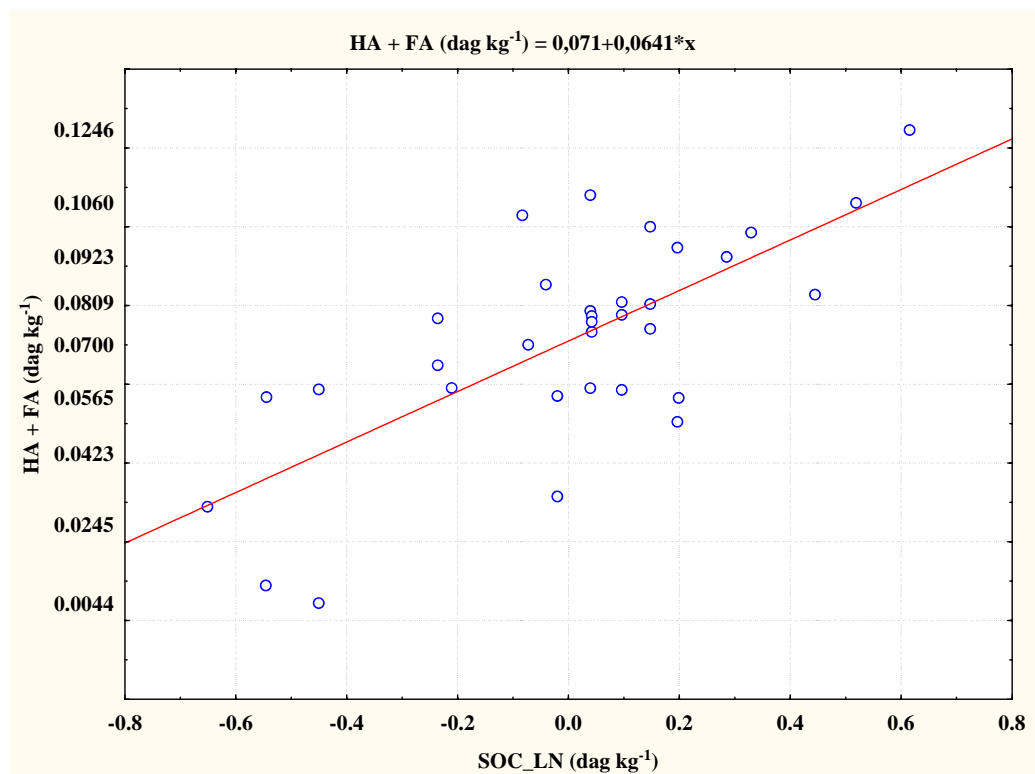


Figura 3.53 Regressione lineare fra la variabile HA+FA e la variabile SOC_LN.

Nella Tabella 3.17 si riporta il risultato della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile SOC_LN e le variabili: regime udometrico, uso, lavorazione del suolo, fertilizzazione, scasso, irrigazione e rotazioni. Solamente 2 variabili predittive sono state selezionate dalla procedura Step Wise: la lavorazione del suolo e lo scasso. L' R^2 del modello è pari a 0,1578 e il p-value dell'F-statistic è pari a 0,007038. Si tratta dunque di un modello significativo. Fra le variabili selezionate la più significativa è l'aratura superficiale, il cui p-value e segno del coefficiente di regressione stanno ad indicare una relazione indiretta significativa con il SOC_LN. La significatività dell'aratura superficiale rimane però molto inferiore all'intercetta, che è invece altamente significativa. Questo dato, insieme all' R^2 sta ad indicare che la varianza complessiva spiegata dal modello è molto bassa.

Tabella 3.17 Parametri della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile SOC_LN e le variabili: selezionate: lavorazione del suolo e scasso, significatività delle singole variabili predittive e dell'intero modello.

Variabili		Coefficienti di regressione	Errori standard	t-values	p-values
(Intercetta)		0.35584	0.06668	5.336	1.11e ⁻⁰⁶
Lavorazione	Aratura Profonda	-0.20773	0.12393	-1.676	0.0981
	Aratura Superficiale	-0.19742	0.09869	-2.000	0.0494
Scasso	Presenza	-0.14287	0.09295	-1.537	0.1288
Errore standard residuo: 0,3347 con 70 gradi di libertà Multiple R ² : 0,1578, Adjusted R ² : 0,1217 F-statistic: 4,371 con 3 e 70 DF, p-value: 0,007038					

Nella Tabella 3.18 si riporta il risultato della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile N e le variabili: regime udometrico, uso, lavorazione del suolo, fertilizzazione, scasso, irrigazione e rotazioni. Solamente 3 variabili predittive sono state selezionate dalla procedura Step Wise: il regime udometrico, la lavorazione del suolo e lo scasso. L'R² è pari a 0,32 e il p-value dell'F-statistic è pari a 0,0128. Si tratta dunque di un modello significativo. Fra le variabili selezionate le più significative sono la presenza di scasso e l'aratura profonda, i cui p-values e segni dei coefficienti di regressione stanno ad indicare una relazione diretta significativa del N con l'aratura profonda, e invece una relazione inversa significativa con la presenza di scasso. La loro significatività rimane però molto inferiore all'intercetta, che è invece altamente significativa. Questo dato, insieme all'R² sta ad indicare che la varianza complessiva spiegata dal modello è molto bassa.

Tabella 3.18 Parametri della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile N e le variabili: selezionate: regime udometrico, lavorazione del suolo e scasso, significatività delle singole variabili predittive e dell'intero modello.

Variabili		Coefficienti di regressione	Errori standard	t-values	p-values
(Intercetta)		1,2476	0,1147	10,8760	2,80 e ⁻¹²
Regime udometrico	Xerico	-0,3403	0,1705	-1,9960	0,054550
Lavorazione	Aratura Profonda	0,6226	0,1885	3,3040	0,002360
	Aratura Superficiale	0,2246	0,1539	1,4590	0,154280
Scasso	Presenza	-0,3392	0,1350	-2,5130	0,017200
Errore standard residuo: 0,2825 con 32 gradi di libertà Multiple R ² : 0,3200, Adjusted R ² : 0,235 F-statistic: 3,764 con 4 e 32 DF, p-value: 0,0128					

Avendo verificato una relazione significativa fra SOC_LN e N, la variabile N è stata inserita come variabile predittiva all'interno del modello generale del SOC_LN. Nella Tabella 3.19 si riporta il risultato della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile SOC_LN e le variabili: N, regime udometrico, uso, lavorazione del suolo, fertilizzazione, scasso, irrigazione e rotazioni. Solamente le variabili predittive uso, rotazioni e presenza di scasso sono state escluse dalla procedura Step Wise, mentre tutte le altre sono state selezionate: N, regime udometrico, lavorazione del suolo, fertilizzazione e irrigazione. L'R² è pari a 0,6935, il p-value dell'F-statistic è pari a 1,599e⁻⁰⁸. Il modello nel suo complesso è altamente significativo, ma il 30,35 variabilità resta ancora inspiegata, come confermato anche dal p-value altamente significativo dell'intercetta. Fra le variabili selezionate l'N e le lavorazioni (aratura profonda e superficiale) sono altamente significative, molto significative sono il regime udometrico e la fertilizzazione biologica e chimica, non significativa è la presenza di irrigazione. I p-values e i segni dei coefficienti di regressione stanno ad indicare una relazione diretta significativa del SOC con l'N, con il regime udometrico xerico, e con le fertilizzazioni biologica e chimica, e invece una relazione inversa significativa con l'aratura profonda e superficiale.

Tabella 3.19 Parametri della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile SOC_LN e le variabili: selezionate: N, regime udometrico, lavorazione del suolo, fertilizzazione e irrigazione, significatività delle singole variabili predittive e dell'intero modello.

Variabili		Coefficienti di regressione	Errori standard	t-values	p-values
(Intercetta)		-0.9670	0.2387	-4.050	0.000367
N		0.7649	0.1217	6.284	8.55e ⁻⁰⁷
Regime udometrico	Xerico	0.5004	0.1402	3.570	0.001313
Lavorazione	Aratura Profonda	-0.9464	0.1913	-4.947	3.21e ⁻⁰⁵
	Aratura Superficiale	-0.5736	0.1408	-4.073	0.000345
Fertilizzazione	Biologica	0.7148	0.2546	2.807	0.009000
	Chimica	0.6546	0.2452	2.670	0.012486
	Mista	0.2214	0.2450	0.904	0.373767
Irrigazione	Presenza	-0.1914	0.1138	-1.682	0.103691
Errore standard residuo: 0,2054 con 28 gradi di libertà Multiple R ² : 0,6935, Adjusted R ² : 0,606 F-statistic: 7,92 con 8 e 28 DF, p-value: 1,599e ⁻⁰⁵					

Nella Tabella 3.20 si riporta il risultato della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile HA+FA e le variabili fertilizzazione e rotazioni. L'unica variabile selezionata è la fertilizzazione ed in particolare gli HA+FA risultano significativamente inversamente correlati alla fertilizzazione chimica. Tuttavia il modello è scarsamente predittivo, come dimostrato dall'R² pari a 0,1373, e dal p-value dell'F-statistics pari a 0,03375, oltre che dal p-value altamente significativo dell'intercetta. Introducendo nella Multiple Linear Regression oltre alle fertilizzazioni anche la variabile SOC_LN, il modello migliora notevolmente, come indicato nella Tabella 3.21. Infatti l'R² è pari a 0,5105, e il p-value dell'F-statistics è pari a 2,221e⁻⁰⁵. Questo risultato ci indica che gli HA+FA sono molto più correlati con il SOC_LN che con le variabili agronomiche indagate, fertilizzazioni e rotazioni, anche se esiste una certa correlazione negativa con le fertilizzazioni chimiche. Per completare l'analisi relativamente agli HA+FA, andrebbero effettuati ulteriori campionamenti sui frutteti, su suoli a regime udometrici xerico, e in diverse condizioni anche per le altre variabili agronomiche indagate: lavorazione del suolo, scasso e irrigazione.

Tabella 3.20 Parametri della Multiple Linear Step Wise Regression fra la variabile HA+FA e la variabile fertilizzazione, unica: selezionata, con significatività della variabile fertilizzazione chimica e dell'intero modello.

Variabili		Coefficienti di regressione	Errori standard	t-values	p-values
(Intercetta)		0.081458	0.006340	12.849	5.9 e ⁻¹⁴
Fertilizzazione	Chimica	-0.019623	0.008833	-2.222	0.0337
Errore standard residuo: 0,02536 con 31 gradi di libertà Multiple R ² : 0,1373, Adjusted R ² : 0,1095 F-statistic: 4,935 con 1 e 31 DF, p-value: 0,03375					

Tabella 3.21 Parametri della Multiple Linear Regression fra la variabile HA+FA e le variabili SOC_LN e fertilizzazione, con significatività della singole variabili predittive e dell'intero modello.

Variabili		Coefficienti di regressione	Errori standard	t-values	p-values
(Intercetta)		0.072845	0.005178	14.068	9.52e ⁻¹⁵
SOC		0.061397	0.012839	4.782	4.31e ⁻⁰⁵
Fertilizzazione	Chimica	-0.003612	0.007547	-0.479	0.636
Errore standard residuo: 0,01942 con 30 gradi di libertà Multiple R ² : 0,5105, Adjusted R ² : 0,4778 F-statistic: 15,64 con 2 e 30 DF, p-value: 2,221e ⁻⁰⁵					

3.11 Risultati della calibrazione del modello USLE

Nella Tabella 3.22 si riportano i valori di RMSE dati dal confronto fra i dati di erosività R stimati con i 5 diverse formule di stima, e i valori di erosività media annua ricavati a partire dai dati delle 5 stazioni meteorologiche pubblicati da Agnese et al. nel 2006, per 3 diversi tempi di ritorno Δt delle piogge erosive. La formula di Ferro et al. (1999) ha dato il RMSE più basso ed è stata quindi selezionata come migliore.

Tabella 3.22 Valori di RMSE dati dal confronto fra i dati di erosività R stimati con 5 diverse formule di stima e i valori di erosività media annua ricavati a partire dai dati delle 5 stazioni meteorologiche pubblicati da Agnese et al. nel 2006, per 3 diversi tempi di ritorno Δt delle piogge erosive.

Root Mean Squared Errors		Fattore R di erosività stimato con				
		(Ferro et al. 1999) ^c	(Arnoldous 1977) ^d	(Yu and Rosewell 1996) ^e	(Renard and Freimund 1994) ^f	(Arnoldous 1980) ^g
Fattore R di erosività ricavato a partire dai dati di Agnese 2006	$\Delta t = 60$ min	571.0732	943.7909	1749.863	2414.327	3309.005
	$\Delta t = 15$ min	1380.342	863.7218	1014.912	1572.874	2413.889
	$\Delta t = 5$ min	1594.798	1003.846	940.5	1427.687	2236.947

Nella Tabella 3.23 si riporta il risultato della calibrazione dei fattori C per i 9 raggruppamenti di uso del suolo considerati, con le relative codifiche di Corine Land Cover. Coefficienti più elevati indicano un minore effetto protettivo. Gli usi del suolo più protettivi in misura simile risultano i boschi di conifere, latifoglie e misti. Un po' meno protettivi ma dello stesso ordine di grandezza sono i prati e i pascoli. A seguire vengono arbusteti e aree incendiate, con un fattore C che rimane comunque inferiore a 0,1. Hanno un fattore C intorno allo 0,2 i seminativi e le aree agricole miste. Gli agrumeti, gli oliveti, frutteti e eucalipteti (piantagioni di eucalipti) si attestano intorno a 0,26. L'uso meno protettivo sono i vigneti con un fattore C addirittura doppio rispetto ai precedenti agrumeti, oliveti, frutteti ed eucalipteti.

Tabella 3.23 fattori C della USLE calibrati per le 9 raggruppamenti di uso del suolo considerati.

Codici Corine Land Cover	Decodifica	Fattore C
211, 212, 213	Seminativi	0,197
242, 243	Aree agricole miste	0,212
221	Vigneti	0,542
323, 324, 333, 334	Arbusteti e aree incendiate	0,090
223, 222, 224	Oliveti, frutteti, eucalipteti	0,272
231, 321, 322	Prati e pascoli	0,074
312	Boschi di conifere	0,056
311, 313	Boschi di latifoglie o misti	0,051
2223	Agrumeti	0,253

3.12 Risultati della validazione del modello USLE

Nella Tabella 3.24 sono riportati i risultati della validazione quantitativa del modello USLE calibrato, a confronto con i modelli PESERA e USLE del JRC. Il minore errore di stima si ha con il modello USLE calibrato per tutte e 3 le stazioni di misura dell'erosione. Fra i modelli PESERA e USLE del JRC il migliore risulta ancora una volta il modello USLE. Questo dimostra che i modelli empirici, quando ben calibrati, possono dare risultati migliori rispetto ai modelli fisicamente basati.

Tabella 3.24 validazione quantitativa del modello USLE calibrato, a confronto con i modelli PESERA e USLE del JRC.

Misurata (t/ha y)	Stimata (t/ha y)			Errore (t/ha y)		
	USLE calibrato	USLE JRC	PESERA	USLE calibrato	USLE JRC	PESERA
49.38 ^a	45.87	-	-	-3.51 (-7.11 %)	-	-
13.79 ^b	18.95	6.18	0.05	+5.16 (+37.42 %)	-7.61 (-55.18%)	-13.74 (-99.64%)
60.05 ^c	78.15	6.23	0.20	+18.1 (+30.14 %)	-53.83 (-89.64%)	-59.85 (-99.67%)
a- Erosione potenziale misurata da Bagarello et al. (2010)						
b- Erosione reale misurata da Cosentino et al. (2004)						
c- Erosione reale misurata da Novara et al. (2011)						

Nella Tabella 3.25 sono riportati i risultati della validazione qualitativa effettuata utilizzando il teorema di Bayes. Anche per la validazione qualitativa il modello con migliori valori di predittività, sia positiva che negativa, risulta essere il modello USLE calibrato: la probabilità di aver individuato

correttamente le aree con presenza di erosione si attesta all'81,5 % e la probabilità di aver individuato correttamente le aree con assenza di erosione si attesta al 61 %. A seguire, come per la validazione quantitativa, viene il modello USLE del JRC che ha valori di predittività, sia positiva che negativa, inferiori al nostro modello USLE calibrato, ma comunque superiori a quelli dei modelli PESERA e MESALES: la probabilità di aver individuato correttamente le aree con presenza di erosione si attesta al 70,4 % e la probabilità di aver individuato correttamente le aree con assenza di erosione si attesta al 48,7 %. Le predittività positiva e negativa dei modelli PESERA e MESALES è la più bassa ed è analoga fra i due modelli: la probabilità di aver individuato correttamente le aree con presenza di erosione si attesta al 56,6 % per il PESERA e al 59,9 % per il MESALES, la probabilità di aver individuato correttamente le aree con assenza di erosione si attesta al 32,1 % per il PESERA e al 28,7 % per il MESALES. In generale tutti i modelli sono più predittivi in senso positivo che in senso negativo. Cioè è più probabile che ci sia un errore nell'indicare le aree con assenza di erosione, che viceversa nell'individuare quelle con presenza di erosione. I valori particolarmente bassi di predittività negativa dei modelli PESERA e MESALES stanno ad indicare una generale sovrastima per questi due modelli delle aree con assenza di erosione.

Tabella 3.24 validazione qualitativa del modello USLE calibrato, a confronto con i modelli PESERA, USLE del JRC e MESALES, con valori di prevalenza, sensitività, specificità, predittività positiva e negativa calcolati utilizzando le formule del teorema di Bayes.

Il modello USLE calibrato		Occorrenze osservate	Non occorrenze osservate	Totale stimato	Prev	0,659
	Occorrenze stimate	3168	720	3888	Se	0,782
	Non occorrenze stimate	882	1380	2262	Sp	0,657
	Nessuna stima	0	0	0	Pred+	0,815
	Totale osservato	4050	2100	6150	Pred-	0,610
Il modello USLE del JRC		Occorrenze osservate	Non occorrenze osservate	Totale stimato	Prev	0,659
	Occorrenze stimate	3300	1329	4629	Se	0,8156
	Non occorrenze stimate	671	713	1384	Sp	0,340
	Nessuna stima	79	58	137	Pred+	0,704
	Totale osservato	4050	2100	6150	Pred-	0,487
Il modello PESERA		Occorrenze osservate	Non occorrenze osservate	Totale stimato	Prev	0,659
	Occorrenze stimate	624	363	987	Se	0,154
	Non occorrenze stimate	3238	1621	4859	Sp	0,772
	Nessuna stima	188	116	304	Pred+	0,566
	Totale osservato	4050	2100	6150	Pred-	0,321
Il modello MESALES		Occorrenze osservate	Non occorrenze osservate	Totale stimato	Prev	0,659
	Occorrenze stimate	1746	878	2624	Se	0,431
	Non occorrenze stimate	1563	929	2492	Sp	0,442
	Nessuna stima	741	293	1034	Pred+	0,599
	Totale osservato	4050	2100	6150	Pred-	0,287

4. Conclusioni

I risultati indicano che le arature, sia superficiali che profonde, hanno un significativo effetto negativo sul SOC, con una diminuzione in media di 0,3762 dag/kg passando da lavorazioni minime ad arature. Le arature profonde hanno un significativo effetto positivo, viceversa, sull'N, con un significativo incremento medio di 0,2841 g/kg passando da arature superficiali a profonde. L'effetto negativo delle arature è una conferma dei risultati ottenuti da molti altri autori, già citati nell'introduzione (Edwards et al., 1992; Doran, 1980; Doran et al., 1987; Rasmussen e Rohde, 1988; Tracy et al., 1990; Havlin et al., 1990; Wood et al., 1991a, b; Kern e Johnson, 1993; Power, 1994; Lafond et al., 1994; Reicosky et al., 1995; Lozano García e Parras-Alcántara, 2013; Das et al., 2014; López-Garrido et al., 2014), e la principale ragione di questo si può trovare nel fatto che le arature sono un tipo di lavorazione che rivolta le zolle di terra, esponendo il SOC all'azione ossidante dell'atmosfera, mentre le lavorazioni minime, che usano strumenti a taglio, non operano questo rivoltamento del suolo. Altre pratiche agricole che nelle indagini univoche non hanno dato effetti significativi sulle variazioni di SOC e N sono risultate invece significative dalla Multiple Linear Step Wise Regression. La fertilizzazione (cioè in confronto fra suoli fertilizzati e non fertilizzati) porta ad un incremento significativo del SOC_LN, ma non si riscontra una significativa differenza nell'effetto dei diversi tipi di fertilizzazione (chimica, biologica e mista). Molto probabilmente questo è dovuto all'incremento delle rese produttive e dunque all'incremento dei residui vegetali lasciati dalle colture stesse. I risultati dalla Multiple Linear Step Wise Regression e della Spearman Rank Order Correlation analysis indicano, inoltre, che il SOC e il SOC_LN sono direttamente correlati al N, e che l'inaridimento del suolo ha un significativo effetto negativo sul SOC. Il fatto che la presenza di N nel suolo sia uno dei fattori positivi più determinanti nell'incremento di SOC, ci porta a pensare che la presenza di questo elemento nelle concimazioni, siano esse biologiche, chimiche o sovescio, sia un fattore positivo per il SOC stesso. D'altro canto, però, le fertilizzazioni non sono risultate un fattore significativo rispetto all'N del suolo, mentre lo scasso ha un significativo effetto negativo sull'N. Per quanto riguarda gli HA+FA l'indagine ha riguardato solo l'effetto di rotazioni e fertilizzazioni e

in relazione a SOC_LN ed N e i risultati hanno dato una significativa relazione diretta con il SOC_LN e un significativo effetto negativo della fertilizzazione chimica.

I vigneti sono risultati l'uso del suolo meno protettivo rispetto all'erosione idrica, con un fattore C pari a 0,542, seguiti da oliveti, frutteti, colture agrarie legnose e piantagioni di eucalipto. Gli usi del suolo più protettivi sono risultati, invece, i boschi seguiti dai pascoli, dagli arbusteti e dalle aree incendiate. A livello intermedio come capacità protettiva sono risultati i seminativi e le aree agricole eterogenee. Sia nella validazione quantitativa che in quella qualitativa il modello USLE calibrato grazie alle ricerche di dottorato è risultato il migliore, rispetto ai modelli PESERA, USLE e MESALES del JRC. I modelli peggiori sono risultati il PESERA e il MESALES. Per il modello USLE calibrato la probabilità di aver individuato correttamente le aree con presenza di erosione è risultata pari all'81,5 % e la probabilità di aver individuato correttamente le aree con assenza di erosione è risultata pari al 61 %. L'errore di stima dell'erosione dell'USLE calibrato va da 3,5 a 18,1 t ha⁻¹ y⁻¹, ed è l'errore più basso nel confronto con PESERA e USLE del JRC. Mentre nel confronto fra PESERA e USLE del JRC, l'errore di stima più basso si è avuto con il modello USLE. I risultati della validazione dimostrano che i modelli empirici come la USLE, quando ben calibrati, possono dare risultati migliori rispetto ai modelli concettuali o fisicamente basati.

Bibliografia

Agnese, C., Bagarello, V., Corrao, C., D'Agostino, L., D'Asaro, F., (2006). Influence of the rainfall measurement interval on the erosivity determinations in the Mediterranean area. *Journal of Hydrology* 329, 39-48.
doi:10.1016/j.hydrol.2006.02.002.

Agnesi, V., Cappadonia, C., Conoscenti, C., (2005). Carta Geomorfologica del bacino idrografico del Rio Spinasanta (Sicilia). Thematic Map, Dipartimento di Geologia e Geodesia, Università degli Studi di Palermo.

Agnesi, V., Cappadonia, C., Conoscenti, C., (2007). Carta geomorfologica del bacino idrografico del Rio Spinasanta e note illustrative (Sicilia centro-

settentrionale). *Naturalista Siciliano*, S. IV, XXXI (3-4), 127-145 (online)
<http://www.sssn.it/PDF/PDF%20Nat.Sic.%203-4%202007/Agnesietalii.pdf>

Agnesi V., Del Monte M., Fredi P., Macaluso T., Messina V., (1996). Contributo dell'analisi geomorfica quantitativa alla valutazione dell'erosione del suolo nel bacino del fiume Imera Settentrionale (Sicilia centro-settentrionale). In Mégier, J., Folving, S., Paracchini, M.L. (eds.), *Proceedings of the Workshop Day, Palermo, March 22, 1996, "POP Sicilia: cartografica tematica, morfologia delle coste, erosione del suolo e gestione dei sedimenti"*. Space Applications Institute. Environmental Mapping and Modelling Unit. CECA-CE-CEEA, Bruxelles, EUR 17262, 101-115.

Agnesi, V., Di Maggio, C., Macaluso, T., (1995). Deformazioni gravitative profonde e superficiali nella Penisola di Capo S. Vito (Sicilia occidentale). In Semenza, E. (ed.), *Deformazioni gravitative profonde di versante*. Mem. Soc. Geol. It. Vol. 50, 11-21.

Agnesi, V., Di Maggio, C., Macaluso, T., Madonna, G., Messina, V., (2000). Morphotectonic setting of the Madonie area (Central Northern Sicily). In Catalano, R., Lo Cicero, G., (eds.), *Sicily, a natural laboratory in the Mediterranean area. Structures, seas, resources and hazards*. Mem. Soc. Geol. It. Vol. 55, 373-379.

Arnoldous, H.M.J., (1977) Methodology used to determinate the maximum potential average soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. In: *Assessing soil degradation*. FAO Soils Bull 34:39–51

Arnoldous, H.M.J., (1980). An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In De Boodt, M., Gabriels, D., (editors). *Assessment of Erosion*. Wiley and Sons, UK, 127-132.

Badgery, W. B., Simmons, A.T., Murphy, B.W., Rawson, A., Andersson, K.O., Lonergan, V.E., (2014). The influence of land use and management on soil carbon levels for crop-pasture systems in Central New South Wales, Australia. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 196: 142-157.

Bagarello, V., Di Stefano, C., Ferro, V., Pampalone, V., (2010) Statistical distribution of soil loss and sediment yield at Sparacia experimental area, Sicily. *Catena* 82, 45–52. Doi:10.1016/j.catena.2010.04.006.

Bagarello, V., Ferro, V., (2012). Testing the “physical model concept” by soil loss data measured in Sicily. *Catena* 95:1-5. Doi:10.1016/j.catena.2012.02.017.

Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D., (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437, 245–248.

Benedetti, A., Trinchera, A., Falchini, L., Vittori Antisari, L., (2000). Azoto. In: Violante, P.(ed). Metodi di analisi chimica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi. Franco Angeli, Milano. XIV, 12-15.

Bono, G., Cipri, G., Guaitoli, F., Matranga, M.G., Paladino, A., Perciabosco, M., Pumo, A. (1998). I suoli dell'area Castelvetro est (TP). Assessorato Agricoltura e Foreste - Servizi allo Sviluppo - Unità Operativa Pedologica, 116 pp.

Camerano, P., Cullotta, S., Varese, P. (Editors) (2011). Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali. Regione Siciliana, pp. 192. (online)
http://www.arpa.sicilia.it/UploadDocs/2900_Invito_SIF.pdf. (accessed August 2012)

Cole, V., Cerri, C., Minami, K., Mosier, A., Rosenberg, N.J., Sauerbeck, D., (1996). Agricultural Options for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations, and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. : Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York, pp. 744–771.

Commission of European Communities, (2002). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Towards a thematic strategy for soil protection. Brussels, Luxembourg, COM (2002) 179 final, 35 pp.

Commission of European Communities, (2006). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic strategy for soil protection. Brussels, Luxembourg, COM(2006)231 final, 12 pp.

Cosentino, S.L., Mantineo, M., Foti, S., Spadaro, G., (2004). Cropping systems and soil erosion in mediterranean environment. In Jacobsen, S.E., Richardt Jensen, C., Porter, J.R., (Eds.) *Book of proceedings, VIII ESA Congress, European Society for Agronomy, 11-15 July 2004, Copenhagen, Denmark, 977-978*.

Costantini, E.A.C., Barbetti, R., Fantappie, M., L'Abate, G., Lorenzetti, R., Magini, S., (2013a). Pedodiversity. In Costantini, E.A.C., Dazzi, C. (eds.) *The Soils of Italy, World Book Series*, DOI: 10.1007/978-94-007-5642-7_6, Springer Dordrecht, Netherlands.105-178.

Costantini, E.A.C., Fantappie, M., L'Abate, G., (2013b). Pedodiversity. In Costantini, E.A.C., Dazzi, C. (eds.) *Climate and pedoclimate of Italy, World Book Series*, DOI: 10.1007/978-94-007-5642-7_2, Springer Dordrecht, Netherlands.19-37.

Costantini, E.A.C., L'Abate, G., (2009). A Soil Aridity Index to assess desertification risk for Italy. Catena Verlag. ISBN 3-923381-54-8. *Advances in GeoEcology*. 40: 231-242.

Daina, A., Macaluso, T., Monteleone, S., Pipitone, G., Vernuccio, S., Agnesi, V., D'Angelo, U., (1979). Studio della franosità del Territorio di Agrigento. Carta della franosità (scala 1:50.000). Thematic Map, Assessorato Agricoltura e Foreste - Regione Siciliana, Azienda Foreste Demaniali, Istituto di Geologia - Facoltà di Scienze - Università degli Studi di Palermo.

Das, A., Lal, R., Patel, D.P., Idapuganti, R.G., Layek, J., Ngachan, S.V., Ghosh, P.K., Bordoloi, J., Kumar, M., (2014). Effects of tillage and biomass on soil quality and productivity of lowland rice cultivation by small scale farmers in North Eastern India. *Soil and Tillage Research* 143: 50-58.

De Jager, A.L., (2012). Preparing CORINE Land Cover data for use. Optimization of Land Cover data using a database and a topological GIS platform. European Commission. Joint Research Center. Institute for Environment and Sustainability. EUR 25163 EN. ISBN 978-92-79-22720-2 (print). ISBN 978-92-79-22721-9 (PDF). ISSN 1018-5593 (print). ISBN 1831-9424 (online). doi:10.2788/5279. 19 pp. (online)
http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/111111111/23320/1/lbn_a25163enn.pdf.

Dick, W.A., Blevins, R.L., Frye, W.W., Peters, S.E., Christenson, D.R., Pierce, F.J., Vitosh, M.L., (1998). Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern corn belt. *Soil and Tillage Research* 47, 235–244.

Di Maggio, C., (2000). Morphostructural aspects of the central northern sector of Palermo Mountains (Sicily). In Catalano, R., Lo Cicero, G., (eds.), *Sicily, a natural laboratory in the Mediterranean area. Structures, seas, resources and hazards*. Mem. Soc. Geol. It. Vol. 55, 353-361.

Doran, J.W., (1980). Microbial changes associated with residue management with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 518-524.

Doran, J.W., Fraser, D.G., Culik, M.N., Liebhardt, W.C., (1987). Influence of alternative and conventional agriculture management in soil microbial processes and N availability. *Am. J. Alternative Agric.* 2: 99-106.

Edwards, J.C., Wood, C. W., Thurlow, D.L., Ruf, M. E., (1992). Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludalt soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1577-1582.

Fantappiè, M., L'Abate, A., Costantini, E.A.C., (2010). Factors influencing soil organic carbon stock variations in Italy during the last three decades. In: Zdruli, Pagliai, Kapur and Faz Cano (Eds). *Land Degradation and Desertification: Assessment, Mitigation and Remediation*. Springer Science+Business Media

B.V. DOI 10.1007/978-90-481-8657-0_34. ISBN-13: 978-9048186563 (435-465)

Fantappiè, M., Bocci, M., Paolanti, M., Perciabosco, M., Antinoro, C., Riviaccio, R., Costantini, E.A.C., (2011a). Realizzazione della carta digitale dei suoli della Sicilia utilizzando il rilevamento GIS-oriented e un modello CLORPT. In Dazzi, C. (Eds.), *II World Soil Day e la percezione del suolo, atti del workshop. Contributi liberi, Parte II*:139-142.

Fantappiè, M., L'Abate, A., Costantini, E.A.C., (2011b). The influence of climate change on the soil organic carbon content in Italy from 1961 to 2008. doi:10.1016/j.geomorph.2011.02.006. *Geomorphology* 135, 343-352.

Fantappiè, S., Priori, S., Costantini, E.A.C., (2014). Soil erosion risk, Sicilian Region (1:250,000 scale). *Journal of Maps*.
<http://dx.doi.org/10.1080/17445647.2014.956349>.

Ferro, V., Porto, P., Bofu, Y., (1999). A comparative study of rainfall erosivity estimation for southern Italy and southeastern Australia. *Hydrological Sciences Journal*, 44(1), 3-24.

Franzluebbers, A.J., Arshad, M.A., (1996). Soil organic matter pools during early adoption of conservation tillage in northwestern Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1422-1427.

Gardi, C., Sconosciuto, F., (2007). Evaluation of carbon stock variation in Northern Italian soils over the last 70 years. *Sustainability Science* 2, 237-243. doi:10.1007/s11625-007-0034-9.

Garlato, A., Obber, S., Vinci, I., Mancabelli, A., Parisi, A., Sartori, G., (2009). La determinazione dello stock di carbonio nei suoli del Trentino a partire dalla banca dati della carta dei suoli alla scala 1:250.000. In: Sartori, G. (Ed.), *Studi Trentini di Scienze Naturali: Suoli degli ambienti Alpini*. Museo Trentino di Scienze Naturali, 85, pp. 157-160.

Ge, T., Chen, X., Yuan, H., Baozhen, L., Zhu, H., Peng, P., Li, K., Jones, D.L., Wu, J., (2013). Microbial biomass, activity, and community structure in horticultural soils under conventional and organic management strategies. *European Journal of Soil Biology* 58: 122-128.

Gilley, J.E., Doran, J.W. (1997). Tillage effect on soil erosion potential and soil quality of a former conservation reserve program site. *J. Soil. Water Cons.* 52: 184-188.

Giorgianni, A., Giunta, G., Pipitone, G., (1997). Le caratteristiche tettoniche e morfologiche del territorio di Pollina (M.ti Madonie - Sicilia settentrionale) per una valutazione preliminare della pericolosità geologica. *Naturalista Siciliano*, S. IV, XXI (3-4): 167-186.

Grimm, M., Jones, R.J.A., Rusco, E., Montanarella, L., (2003). Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach. European Soil Bureau Research Report No.11, EUR 20677 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg, 28 pp.

Guaitoli, F., Matranga, M.G., Paladino, A., Perciabosco, M., Pumo, A., (1998). I suoli dell'area Montemaggiaro (AG). Assessorato Agricoltura e Foreste - Servizi allo Sviluppo - Unità Operativa Pedologica, 110 pp.

Havlin, J.L., Kissel, D.E., Maddux, L.D., Claassen, M.M., Long, J.H., (1990). Crop rotation and tillage effect on soil carbon and nitrogen. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 54: 157-161.

Hendrix, P.F., Franzluebbbers, A.J., McCracken, D.V., (1998). Management effects on C accumulation and loss in soils of the southern Appalachian piedmont of Georgia. *Soil and Tillage Research* 47, 245–251.

Janzen, H.H., Campbell, C.A., Izaurrealde, R.C., Ellert, B.H., Juma, N., McGill, W.B., Zentner, R.P., (1998). Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil and Tillage Research* 47, 181–195.

Jenny, H., (1941). *Factors of Soil Formation – A System of Quantitative Pedology*. McGraw-Hill, New York, USA, p. 281.

Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E., Yigini, Y., (2012). The state of soil in Europe. A contribution of the JRC to the EEA Environment State and Outlook Report - SOER 2010. Report EUR 25185 EN. ISBN 978-92-79-22806-3. DOI:10.27 88/77361. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg, 76 pp. (online)
http://ec.europa.eu/dgs/jrc/downloads/jrc_reference_report_2012_02_soil.pdf

Kern, J.S., Johnson, M.G., (1993). Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 200-210.

Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J. and Huting, J., (2004). Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg. EUR 21176, European Soil Bureau Research Report 16, 18pp.

- Kjeldahl, J., (1883). A new method for the estimation of nitrogen in organic compounds. *Z. Anal. Chem.*, 22, 366-383.
- Lafond, G.P., Derksen, D.A., Loeppky, H.A., Struthers, D., (1994). An agronomic evaluation of conservation tillage systems and continuous cropping in East Central Saskatchewan. *J. Soil. Water Cons.* 49: 387-393.
- Lal, R., (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.
- Lal., R., Kimble, J. M., Follett, R.F., Cole, C.V., (1998). The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Sleeping Bear Press, Inc. ISBN 1-57504-112-X. 128 pp.
- Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D., (2002). Mapping erosion risk for cultivated soil in France. *Catena*, 46, 207-220.
- Lesaffre, E., Lawson, A.B., (2012). *Bayesian Biostatistics*. John Wiley & Sons, UK. ISBN 978-0-470-01823-1, 16-17.
- López Garrido, R., Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M., (2014). Conservation tillage influence on carbon dynamics under mediterranean conditions. *Pedosphere*. 24(1): 65-75.
- Lozano García, B., Parras Alcántara, L., (2013). Land use and management effects on carbon and nitrose in Mediterranean Cambisols. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 179: 208-214.
- LUCAS, (2009). LUCAS, Land Use and Cover Area frame Survey (online) <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/lucas/methodology> (accessed August 2012)
- McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D., (1987). Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 30 (5), 1987-96.
- McCool, D.K, Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D., (1989). Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32(5), 1571–1576.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A., Jakeman, A.J., (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18, 761–799. Doi:10.1016/S1364-8152(03)00078-1.
- Migliorini, P., Moschini, V., Tittarelli, F., Ciaccia, C., Benedettelli, S., Vazzana, C., Canali, S., (2014). Agronomic performance, carbon storage and nitrose utilization of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*. 52: 138-145.

Minasny, B., Sulaeman, Y., McBratney, A.B., (2010). Is soil carbon disappearing? The dynamics of soil organic carbon in Java. *Global Change Biology*, Blackwell Publishing Ltd. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02324.x 8 pp.

Monteleone, S., Pipitone, G., (1995). Lineamenti geologici e geomorfologici. In Fierotti, G., Dazzi, C., Raimondi, S., Bellanca, A., Monteleone, S., Neri, R., Pipitone, G., I suoli del complesso boscato "Mustigaruffi" (Caltanissetta) e la loro adattabilità all'*Eucalyptus camaldulensis*. Assessorato Agricoltura e Foreste - Azienda Foreste Demaniali - Regione Siciliana, Dipartimento di Geologia e Geodesia e Facoltà di Agraria – Università degli Studi di Palermo. Par. 1.4, 19-33.

Monteleone, S., Pipitone, G., Sabatino, M., (2000). Environmental hazards of new sites in earthquake Belice Valley reconstruction. In Catalano, R., Lo Cicero, G., (eds.), *Sicily, a natural laboratory in the Mediterranean area. Structures, seas, resources and hazards*. Mem. Soc. Geol. It. Vol. 55, 449-455.

Monteleone, S., Pipitone, G., Sabatino, M., (2004). Lineamenti geomorfologici dell'area di Chiusa Sclafani (Sicilia occidentale). *Nat. Sic.* Vol. 31., 33-41.

Monteleone, S., Sabatino, M., Bambina, A., (2006). Carta geomorfologica della tavoletta S. Margherita di Belice e note illustrative. *Nat. Sic.* Vol. 30, 445-458. http://www.sssn.it/PDF/PDF%20Nat.%20Sic.%203-4%202006/Monteleoneetalii_445-458.pdf

Novara, A., Gristina, L., Saladino, S.S., Santoro, A., Cerdà, A., (2011). Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil & Tillage Research* 117, 140–147. Doi:10.1016/j.still.2011.09.007.

Peterson, G.A., Halvorson, A.D., Havlin, J.L., Jones, O.R., Lyon, D.J., Tanaka, D.L., (1998). Reduced tillage and increasing cropping intensity in the great plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research* 47, 207–218.

Poesen, J. W., Torri, D., & Bunte, K. (1994). Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: A review. *Catena*, 23, 141–166.

Post, W.M., Izaurralde, R.C., Mann, L.K., Bliss, N., (2001). Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change* 51, 73–99.

Power, J.F., (1994). Understanding the nutrient cycling process. *J. Soil Water Cons.* 46: 16-23.

Quanying, W., Yang, W., Qicun, W., Jingshuang, L., (2014). Impacts of 9 years of a new conservational agricultural management on soil organic carbon fractions. *Soil and Tillage Research* 143: 1-6.

Raimondi, S., Indorante, A., (2001). I suoli di alcuni vigneti sperimentali nella Sicilia occidentale. Università degli Studi di Palermo. Regione Siciliana. Assessorato Agricoltura e Foreste. 32 pp.

Rasmussen, P.E., Albrecht, S.L., Smiley, R.W., (1998). Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid pacific northwest agriculture. *Soil and Tillage Research* 47: 197–205.

Rasmussen, P.E., Rohde, C.R., (1988). Long term tillage and nitrogen fertilization effects on organic N and C in a semi-arid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 596-600.

Regione Siciliana, (1994). Carta dell'Uso del Suolo (scala 1:250.000). Thematic Map, Regione Siciliana, Assessorato Territorio e Ambiente.

Regione Siciliana, (2010). Carta delle Categorie e Tipi Forestali della Sicilia (scala 1:10.000). Thematic Map, Assessorato del Territorio e dell'Ambiente, Comando del Corpo Forestale.

Reicosky, D.C., Kemper, W.D., Langdale, C.L., Douglas, J., Rasmussen, P.E., (1995). Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *J. Soil. Water Cons.* 50: 253-262.

Renard, K.G., Freimund, J.R., (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157, 287-306. doi:10.1016/0022-1694(94)90110-4.

Sabatino M., Monteleone S., (2006). Analisi dei dissesti che interessano le coperture regolitiche in un'area del territorio di Petralia Soprana (Sicilia centro-settentrionale). *Naturalista Siciliano* 30, 431-444.

Sequi, P., De Nobili, M., (2000a). Carbonio organico. In: Violante, P.(ed). *Metodi di analisi chimica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi. Franco Angeli, Milano. VII, 26 pp.*

Sequi, P., De Nobili, M., (2000b). Frazionamento del carbonio organico. In: Violante, P.(ed). *Metodi di analisi chimica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi. Franco Angeli, Milano. VIII, 13 pp.*

Smith, P., (2008). The Role of Agricultural Practices in Keeping or Increasing Soil Organic Matter. Report on the Conference Climate Change — Can Soil Make a Difference? Brussels, Thursday 12 June 2008 (on line) http://ec.europa.eu/environment/soil/conf_en.htm.

Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M., Gottschalk, P., Romanenkov, V.A., Shevtsova, L.K., Sirotenko, O.D., Rukhovich, D.I., Koroleva, P.V., Romanenko, I.A., Lisovoi, N.V., (2007a). Projected changes in the organic carbon stocks of cropland mineral soils of European Russia and the Ukraine, 1990–2070. *Global Change Biology* 13, 342–356.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B.A., Ogle, S.M., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, R.J., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U.A., Towprayoon, S., (2007b). Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 6–28.

Smith, P., Chapman, S.J., Scott, W.A., Black, H.I.J., Wattenbach, M., Milne, R., Campbell, C.D., Lilly, A., Ostle, N., Levy, P., Lumsdon, D.G., Millard, P., Towers, W., Zaehle, S., Smith, J.U., (2007c). Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978–2003. *Global Change Biology* 13, 2605–2609.

Springer, U., Klee, J., (1954) Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigen Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 64: 1– 26.

Stone, R.P., Hilborn, D. (2000). Universal Soil Loss Equation (USLE). Fact Sheet, Agricultural Engineering, Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. (Online)
<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/00-001.pdf> (accessed August 2012).

Tracy, P.W., Westfall, D.G., Elliott, E.T., Peterson, G.A., Cole, C.V., (1990). Carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur mineralization in plow and no-till cultivation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 457-461.

Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., (1999). Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau. EUR 19022 EN, 54 pp.

Van Rompaey, A.J.J., Bazzoffi, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Govers, G., (2003). Validation of Soil Erosion Risk Assessments in Italy. European Soil Bureau Research Report No.12, EUR 20676 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Brussels, Luxembourg, 25pp.

Walkley, A., Black, I.A., (1934). An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263.

Wheater, H.S., Jakeman, A.J., Beven, K.J., (1993). Progress and directions in rainfall-runoff modelling. In: Jakeman, A.J., Beck, M.B., McAleer, M.J. (Eds.), *Modelling Change in Environmental Systems*. John Wiley and Sons, Chichester, 101–132.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook 537, Agricultural Research Service, Washington, DC, 58 pp.

Wood, C.W., Edwards, J.H., Cummins, C.G., (1991a). Tillage and crop rotation effects on soil organic matter in a Typic Hapludalt on northern Alabama. *J. Sust. Agric.* 2: 31-41.

Wood, C.W., Westfall, D.G., Peterson, G.A., (1991b). Soil C and N changes on initiation of no-till cropping systems. *Soil Sci. Am. J.* 55: 470-476.

Yu, B., Rosewell, C.J. (1996). A robust estimator of the R factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 39(2), 559-561.

SCIENCE

Soil erosion risk, Sicilian Region (1:250,000 scale)

M. Fantappiè*, S. Priori and E.A.C. Costantini

Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, CRA-ABP, Agrobiologia and Pedology Research Center, Firenze, Italy

(Received 12 November 2013; resubmitted 28 July 2014; accepted 17 August 2014)

Assessing the risk of soil erosion caused by water at the regional level is important for current and future planning of land use and environmental actions to combat land degradation. The gravity of the risk depends not only on the rate of soil erosion by water, but also on other factors, primarily soil depth and workability of the underlying rocks and sediments, which may be used to calculate the eroded soil. We estimate the rate of erosion by water ($\text{tons ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) applying the Universal Soil Loss Equation model. The map of soil content (tons ha^{-1}) to the effective rooting depth was divided by the map of soil erosion rate to obtain the risk of erosion by water in Sicily, expressed in terms of years of complete loss of soil cover. This map was intersected with a map of workability of the underlying bedrock to give advice on where the cost of soil recovery by deep ripping and rock grinding are very high. 8382.9 km^2 (32.6% of the Sicilian territory) were rated as at high or very high risk (<100 years), of which 1230.9 km^2 developed on bedrock with low workability and so very costly to be recovered.

Keywords: risk assessment; soil recovery; land degradation; rock workability; Mediterranean; Sicily

1. Introduction

Soil erosion has been identified as one of the soil threats by the Thematic Strategy for Soil Protection of the European Union (Commission of European Communities, 2006) and the major cause of land degradation in Italy (Costantini & Lorenzetti, 2013). The European Commission encourages Member States to identify risk areas in order to promote soil protection measures. According to the DPSIR framework (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response), developed and used by the European Environment Agency (European Environment Agency, 1999), the rate of soil erosion by water is an indicator of the state of the environment. The concept of 'soil erosion risk' implies an evaluation of the impacts of soil erosion on human health and ecosystems. The direct impact of soil erosion by water is represented by the loss of the soil resource, with consequent loss of its functions (ISRIC: <http://www.isric.org/about-soils/functions-soil>).

In Italy, as in many other European countries, most of the environmental actions and measures to fight soil and land degradation are managed at a regional level; therefore, risk area identification should primarily cover regional territories.

*Corresponding author. Email: info@soilpro.eu



The rate of soil erosion by water has been estimated and mapped in the Sicilian territory at different scales. There is work at both field and basin scale (Amore, Modica, Nearing, & Santoro, 2004; Conoscenti, Di Maggio, & Rotigliano, 2008; De Jong et al., 1999), and maps compiled at national (Costantini, Urbano, Bonati, Nino, & Fais, 2007; Costantini et al., 2009; Grimm, Jones, Rusco, & Montanarella, 2003; Van der Knijff, Jones, & Montanarella, 1999, 2000; Van Rompaey, Bazzoffi, Jones, Montanarella, & Govers, 2003) and European scale (Commission of European Communities, 1994; Kirkby et al., 2004; Le Bissonnais, Montier, Jamagne, Daroussin, & King, 2002). There is currently no published map of soil erosion by water compiled specifically for the Sicilian territory and considering the whole region (small islands included).

The rate of soil erosion alone is not enough to indicate the risk of losing the soil resource, since the degree of risk varies according to soil depth, as well as the rate of new soil formation. In turn soil formation is determined by the weathering capability of the bedrock and by the amount of new sediment deposition (fluvial, colluvial, aeolian or volcanic). Another process of soil formation is driven by the ability of man to recover degraded land (shallow soils or bare rock outcrops), through agricultural management practices, such as deep ploughing, ripping, excavation and adding soil and sediment from various sources. However, the possibility of recovering degraded land is strictly related to bedrock hardness and workability.

This research work was aimed at producing a map of soil erosion risk in the Sicilian region, expressed in terms of years to complete loss of soil cover to the effective rooting depth. The degree of risk was estimated as a function of: (i) rate of soil erosion by water, and (ii) soil rooting depth. In addition, an indication of where the economic costs of soil recovery are higher was added to the highest risk classes. The identification of depositional areas was also a part of the evaluation, since these lands are threatened by flooding, which is an off-site impact of soil water erosion (Dazzi & Lo Papa, 2013).

2. Study area: climatic, geomorphological and geological setting

The administrative territory of the Sicilian Region consists of the main island of Sicily, three archipelagos, and two isolated islands. The main island of Sicily covers an area of about 25,441 km², while the Aeolian archipelago is formed by seven main islands (about 115 km²). The Egadi archipelago encompasses three main islands and covers 37.5 km², while the Pelagie islands are 25.5 km². The isolated islands of Pantelleria and Ustica cover 83 and 8.7 km², respectively.

The climate of Sicily is generally temperate Mediterranean, with mean annual temperatures usually higher than 15°C and dry months concentrated in the summer. The climatic regions of Sicily are showed in Figure 1, according to the national climatic region map of 'Soils of Italy' (Costantini, Fantappiè, & L'Abate, 2013). Most of the Sicilian region is characterized by Mediterranean to subtropical climate, partly semi-arid (MST2, Figure 1). The mountain areas (Madonie, Sicani, Nebrodi and Peloritani ridges) are characterized by M2 and MST1 climatic regions, which have relatively higher annual precipitation and lower potential evapotranspiration (Table 1).

The continentality index, which is determined by the difference between the mean air temperature of summer and winter, is similar in all the climatic regions (Table 1).

The study area is formed of four main geological units (Speranza et al., 1999): (i) the Calabro-Peloritan ridge in the North-East, characterized by low- and high-grade metamorphic rocks, namely phyllites, micashists, quartzites, marbles and gneiss; (ii) the Hyblean platform in the South-East, characterized by poorly deformed limestone and calcarenites of African domain;