

LA SOSTANZA ORGANICA E LA DESERTIFICAZIONE:
ASPETTI SPERIMENTALI E MODELLISTICA

Valutazione della risposta al rischio di desertificazione da parte di indicatori agrobiocchimici

LA SOSTANZA ORGANICA E LA DESERTIFICAZIONE:
ASPETTI SPERIMENTALI E MODELLISTICA

A cura di Gian Paolo Aspetti e Massimo Iannetta

2006 ENEA
Ente per le Nuove tecnologie
l'Energia e l'Ambiente

Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 88-8286-148-1



LA SOSTANZA ORGANICA E LA
DESERTIFICAZIONE:
ASPETTI SPERIMENTALI E MODELLISTICA

Valutazione della risposta al rischio di desertificazione
da parte di indicatori agrobiochimici

A cura di GIAN PAOLO ASPETTI e MASSIMO IANNETTA

Autori:

Gian Paolo Aspetti, Raffaella Boccelli, Attilio Amerigo,
Maria Del Re, Marco Trevisan, Mara Gennari



ELENCO DELLE MONOGRAFIE

RIADE “Ricerca Integrata per l’Applicazione di tecnologie e processi innovativi per la lotta alla DEsertificazione” ha proposto e realizzato un avanzamento non solo nelle conoscenze settoriali, ma nell’approccio integrato e multidisciplinare, indispensabile per una tematica così complessa come la desertificazione. Di seguito sono riportate le 12 monografie prodotte nel corso delle attività di progetto, che documentano il lavoro svolto ed i risultati conseguiti.

1. La desertificazione in Italia e il progetto RIADE
2. Caratterizzazione tipologica dei fenomeni di desertificazione nell’Italia meridionale ed insulare
3. Indicatori di desertificazione: approccio integrato e supporto alle decisioni
4. Tecnologie innovative per l’analisi di variabili climatiche
5. Nuove tecnologie per lo studio della vegetazione in relazione ai cambiamenti climatici
6. Ricerca di metodi innovativi per l’analisi e la valutazione dell’erosione dei suoli mediante analisi isotopiche
7. La sostanza organica e la desertificazione: aspetti sperimentali e modellistica
8. Salinizzazione e qualità delle acque: impatti e ipotesi di mitigazione
9. Studio sulla gestione sostenibile delle risorse idriche: dall’analisi conoscitiva alle strategie di salvaguardia e tutela
10. Lettura dinamica delle relazioni tra territorio, insediamenti umani ed utilizzo delle risorse naturali: sistematizzazione e riproposizione in chiave innovativa delle conoscenze e tecniche tradizionali
11. Modellistica ambientale e sistemi di supporto alle decisioni per la lotta alla desertificazione
12. Appunti da un viaggio di studio...ciò che abbiamo imparato e che non avremmo altrimenti appreso (dal Master F-RIADE)

<http://www.riade.net>

Ricerca Integrata per l’Applicazione di tecnologie e processi innovativi per la lotta alla DEsertificazione



INDICE

INDICE	5
1 – INTRODUZIONE	7
La sostanza organica.....	7
La microflora	7
Evoluzione della sostanza organica nel suolo	8
Sostanza organica e proprietà chimico-fisiche del terreno.....	9
Proprietà biochimiche e fisiologiche della sostanza organica.....	11
Modellistica e indicatori	11
2 – VALUTAZIONE DELLA SENSIBILITÀ DI INDICI AGROBIOCHIMICI – SCOPO DEL LAVORO	13
3 – PIANO SPERIMENTALE	15
Elaborazione dati e metodologia statistica	16
Studio A: effetto dell'area di rischio	
Studio B: effetto della stagione	
Studio C: effetto della coltura	
4 – ANALISI FISICO-MECCANICHE, CHIMICHE E BIOCHIMICHE	19
Umidità	19
Tessitura	19
Grado di reazione (pH).....	20
Conducibilità elettrica	20
Capacità di scambio cationico	20
Determinazione del carbonio organico totale (metodo Springer-Klee).....	20
Determinazione della biomassa microbica	20
Fumigazione	
Procedimento	
Espressione dei risultati	
Determinazione della respirazione indotta da substrato	22
Procedimento	
Espressione dei risultati	
Messa a punto del metodo	
La qualità dei dati analitici	24
Rappresentatività	

5 – RISULTATI E DISCUSSIONE.....	27
Prove preliminari	27
Effetto area di rischio (A).....	28
Fase A.1	
Fase A.2	
Fase A.3	
Effetto Stagione (B).....	39
Fase B.1	
Fase B.2	
Fase B.3	
Effetto coltura (C).....	45
Fase C.1	
Fase C.2	
Fase C.3	
6 – APPROFONDIMENTO BIOLOGICO: VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ CON INDICE QBS-Ar.....	53
Introduzione: i bioindicatori	53
Problematiche connesse ai bioindicatori	
Le catene alimentari	
Biocenosi – Edaphon	
Indici basati su microreti ecologiche	
Indici basati su mesoreti ecologiche	
Indici a livello di macroreti ecologiche	
Indici complessivi	
QBS-ar	59
Obiettivo	
Materiali e metodi	
Risultati e discussione	
7 – CONCLUSIONI.....	65
8 – BIBLIOGRAFIA CITATA O CONSULTATA.....	67

1 – INTRODUZIONE

La sostanza organica

La sostanza organica del terreno ha una importanza talmente fondamentale da poter essere considerata la “chiave di volta” della fertilità. Essa infatti riunisce in sé le funzioni di concime, correttivo, ammendante ed altre ancora. Anche in piccole dosi, essa può modificare profondamente le proprietà della frazione minerale del suolo, influenzandone le proprietà fisiche, chimiche e biologiche, sulle quali ha un effetto generalmente desiderabilissimo:

- rispetto alle proprietà fisiche, ha azione migliorativa su struttura e stabilità del terreno, aumenta la capacità di ritenzione idrica, la lavorabilità dei terreni argillosi e la riduzione dell'albedo, modificando il grado termico del suolo;
- rispetto alle proprietà chimiche, fornisce elementi nutritivi alle piante come conseguenza dei processi di mineralizzazione, inoltre la sostanza organica umificata, che ha proprietà colloidali elettronegative, ha la capacità di adsorbire cationi di gran lunga superiore anche ai più reattivi colloidali argillosi, aumenta fortemente il potere tampone del suolo, modifica l'equilibrio delle basi nella soluzione circolante, influenza direttamente o indirettamente la disponibilità di molti elementi attraverso diversi meccanismi (es. riducendo l'intensità di fissazione del fosforo e del boro);
- rispetto alle proprietà biologiche, è fonte d'energia per quasi tutte le forme di vita terricole; mineralizzandosi produce CO₂ che diffondendosi nell'atmosfera la arricchisce di tale composto fondamentale per la fotosintesi; durante la sua decomposizione rilascia SFA (sostanze fisiologicamente attive) con effetti stimolanti sulla vita delle piante.

La diminuzione dunque da parte del terreno del contenuto di sostanza organica, come altresì la diminuzione della sua stabilità, è connesso col peggioramento della qualità del terreno e con i processi legati alla desertificazione.

La microflora

Il ciclo dei nutrienti nel suolo è fortemente condizionato dall'attività di numerosi microrganismi in esso presenti. Questi giocano un ruolo fondamentale nella decomposizione dei residui organici e nel ciclo dei nutrienti e a loro è riconosciuta una fondamentale funzione ecologica per il benessere e la salute del suolo. La loro attività risente delle variazioni delle condizioni ambientali; queste interferiscono con gli equilibri instaurati fra i vari gruppi microbici, con conseguente alterazione dei cicli biogeochimici.

Essi sono quindi particolarmente sensibili alle variazioni dello stato di qualità dei suoli soggetti ai fattori che contribuiscono al rischio di desertificazione.

L'ambiente terrestre contiene un numero elevatissimo di associazioni biologiche che competono per risorse comuni. I principali gruppi di microrganismi tipicamente osservati nel terreno includono rappresentanti di batteri, attinomiceti, funghi, alghe e protozoi. In ognuno di tali gruppi esistono caratteri che li rendono capaci di adattamento in specifiche nicchie ecologiche. I batteri tellurici sono per la maggior parte saprofiti o parassiti con alcune forme autotrofe e simbiotiche. I batteri possono liberare risorse altrimenti non disponibili ad altri organismi. Alcuni microrganismi si sviluppano in colonie numerose; la crescita coloniale può permettere vantaggi quali la protezione contro l'essiccazione, contro agenti tossici o radiazioni ultraviolette. Tra i più importanti processi condizionati dai microrganismi del suolo menzioniamo i cicli dei nutrienti, come carbonio, azoto, zolfo e fosforo.

Evoluzione della sostanza organica nel suolo

La sostanza organica del suolo è composta da una serie di prodotti che vanno dai tessuti vegetali, animali e microbici indecomposti, da prodotti sui quali è avvenuta una breve decomposizione, da sostanze amorfe sufficientemente stabili di colore nero o bruno dalle quali è impossibile risalire alla struttura chimico-anatomica dei materiali da cui hanno preso origine (Russell, 1982); queste ultime rispondono alla definizione che usualmente si fa di humus o sostanze umiche. Non è facile individuare le sostanze sopra descritte poiché le diverse fasi si susseguono senza limiti di continuità.

La sostanza organica nel suolo è soggetta nel suolo a due processi chimici, l'umificazione e la mineralizzazione. Quest'ultimo è costituito da una serie di reazioni ossidative attraverso le quali la sostanza organica viene trasformata in sostanze elementari; attraverso questo processo si realizza un non trascurabile apporto di elementi nutritivi (NO_3^- , SO_4^{2-} , Mg^+ , K^+ ecc).

L'umificazione è rappresentata da una serie di reazioni di sintesi che portano alla formazione di macromolecole organiche molto stabili che rappresentano la frazione più attiva della sostanza organica del suolo.

Dall'apporto di residui al suolo e dalla velocità di mineralizzazione dipende il contenuto di sostanza organica in un terreno.

Nei terreni esposti a temperature elevate la sostanza organica subisce maggiormente gli effetti della mineralizzazione (Jenny et al. 1948) analoga sorte si ha nei terreni sciolti, dove il drenaggio dell'acqua è agevolato lasciando oltremodo spazi all'ossigeno. Nei terreni di medio impasto ed in ambienti caratterizzati da media piovosità e temperature miti, il processo di umificazione è più spinto e la sostanza organica permane nel suolo per tempi maggiori. Altri fattori che possono influenzare il contenuto di sostanza organica, sono: la capacità di ritenzione idrica, il pH, la natura della roccia madre, la presenza di argilla, il contenuto in calcare, le lavorazioni, le concimazioni, la composizione dei residui organici, il loro contenuto in proteine, polisaccaridi e resine. Questi fattori, agendo sulle attività dei microrganismi terricoli, influiscono sui processi di umificazione e mineralizzazione.

Sostanza organica e proprietà chimico-fisiche del terreno

Tutte le proprietà fisiche, come ad esempio la struttura, la resistenza meccanica, la ritenzione idrica, il colore e la capacità termica, sono in stretta relazione con la quantità e la qualità della sostanza organica. Questa riesce ad incidere sensibilmente sulle proprietà fisiche del suolo anche a livelli quantitativi molto bassi ed in ogni caso inferiori rispetto a tutte le altre componenti; variazioni anche piccole del contenuto di sostanza organica provocano mutamenti consistenti delle caratteristiche fisiche (De Nobili e Maggioni, 1993a).

La presenza di sostanza organica si manifesta soprattutto modificando la struttura di un terreno dando luogo ai fenomeni di aggregazione tra le particelle di argilla o di limo con formazione dei glomeruli.

L'azione cementante della sostanza organica si manifesta anche quando è presente in quantità appena superiore allo 0,5%. Si è accertato che la stabilità dei microaggregati dipende in modo significativo dal contenuto in acidi umici e fulvici (Piccolo e Mbagwu, 1990), anche se possono legare tra loro le particelle di argilla in ugual modo gli ossidi ed idrossidi di ferro ed alluminio.

Gli agenti organici che esplicano la funzione legante possono essere classificati sulla base della durata della loro azione cementante. Si hanno quindi agenti leganti transienti, costituiti soprattutto da polisaccaridi esterni alle strutture vegetali e agli organismi animali, agenti leganti temporanei, costituiti da radici, ife e micorrize ed agenti leganti persistenti costituiti dalle sostanze umiche, di regola ulteriormente stabilizzati per mezzo dell'associazione con cationi polivalenti (De Nobili e Maggioni, 1993a).

La sostanza organica influenza la capacità di ritenzione idrica del terreno, non solo perché condiziona l'aggregazione strutturale e quindi la porosità, ma anche per effetto diretto. Infatti, i polisaccaridi e molti componenti delle sostanze umiche possono trattenere fino a quattro volte il loro peso d'acqua a causa dell'elevato numero di gruppi funzionali idrofili presenti sulle molecole.

L'acqua trattenuta dalla sostanza organica influenza fortemente il regime di temperatura del suolo a causa della sua elevata capacità termica. Il terreno infatti si riscalda e si raffredda molto più lentamente quando il contenuto di acqua è elevato.

Inoltre, il colore scuro che la presenza di sostanza organica determina, influenza ulteriormente il regime termico del suolo.

I terreni ricchi di sostanza organica mostrano una certa resistenza ai fenomeni erosivi. Oltre che per la migliorata struttura, l'erosione viene limitata grazie anche all'azione assorbente della sostanza organica ed all'effetto protettivo contro il costipamento che essa determina.

È inoltre da segnalare la funzione della sostanza organica del suolo sull'evoluzione pedologica.

La presenza di sostanza organica determina una serie di effetti anche sulle qualità chimiche di un terreno; tra i diversi costituenti del suolo, essa è di gran lunga la parte più reattiva dal punto di vista chimico.

La capacità di scambio cationico (CSC) indica una proprietà quantificabile come milliequivalenti di cationi trattenuti in forma scambiabile da 100 grammi di suolo secco. I cationi trattenuti sono in equilibrio dinamico con quelli disciolti nella soluzione del terreno e rispetto a questi ultimi sono protetti dalle possibili perdite per lisciviazione verso gli strati inferiori e costituiscono quindi una riserva, prontamente disponibile, di elementi nutritivi per le piante.

La capacità di scambio cationico della sostanza organica viene misurata sottraendo alla capacità di scambio del suolo integro la capacità di scambio cationico del campione di suolo residuo, dopo distruzione della sostanza organica per ossidazione, oppure dopo sua estrazione con soda. In media la sostanza organica contribuisce per il 50% circa alla capacità di scambio cationico di un suolo nei nostri climi (De Nobili e Maggioni, 1993b).

I gruppi funzionali presenti in alcuni costituenti della sostanza organica del terreno ed in particolare nelle sostanze umiche possono facilmente formare un tipo di complessi caratterizzati da un'elevata stabilità: i chelati.

Un complesso chelato si forma quando due o più gruppi funzionali legati al metallo appartengono a una stessa molecola organica, che in tal caso viene chiamata chelante.

Sono soprattutto i gruppi funzionali acidi (COOH e OH fenolici) e i gruppi funzionali basici (N amminico), presenti in gran numero nelle sostanze organiche umificate, a permettere la formazione dei chelati.

Nel caso degli acidi fulvici, che possono avere dimensioni molecolari relativamente piccole (500-10.000 dalton), con bassi valori del rapporto di concentrazione metallo/acidi fulvici, il metallo può anche venire contemporaneamente chelato da due diverse molecole. Così più ioni metallici, legati da più molecole di acidi fulvici, finiscono col formare strutture a catena (Stevenson 1982).

Il contenuto in sostanza organica è uno dei fattori che influiscono maggiormente, in maniera sia indiretta che diretta, sul potenziale di ossido riduzione di un suolo mantenendo una buona struttura con un'adeguata porosità e permettendo, quindi, l'esistenza di condizioni ottimali di aerazione e drenaggio del suolo, che contribuiscono ad impedire l'instaurarsi di condizioni asfittiche. Quando il terreno si trova in condizioni asfittiche, microrganismi anaerobi facoltativi utilizzano, in alternativa all'ossigeno, alcuni dei principali costituenti inorganici del suolo, quali nitrati, ossidi e idrossidi di manganese e ferro come accettori finali di elettroni.

Trasformazioni sostanziali, quali modificazione del pH e della conducibilità, rilascio e fissazione del fosforo sono tutti fenomeni la cui intensità dipende strettamente dalla disponibilità di sostanza organica oltre che al contenuto di aria tellurica.

Proprietà biochimiche e fisiologiche della sostanza organica

Gli enzimi, in quanto proteine, hanno un'esistenza effimera se non vengono in qualche modo protetti dalla degradazione microbica una volta rilasciati nell'ambiente extracellulare. Gli enzimi immobilizzati dai fillosilicati e/o dalle molecole umiche presenti nel terreno risultano resistenti alla degradazione.

Gli enzimi rilasciati all'esterno della cellula per catalizzare la degradazione di polimeri (cellulosa, amido, etc.) in monomeri o comunque in molecole di dimensioni più piccole tali da essere facilmente assorbite oppure quelli endocellulari rilasciati in seguito alla lisi cellulare dai microrganismi, possono essere inglobati, nel corso del processo di umificazione, nei complessi organo-minerali senza perdere la loro attività. In tal modo vengono ad essere protetti dalla degradazione microbica, acquistano una marcata resistenza alla denaturazione termica e possono svolgere la loro funzione anche in condizioni sfavorevoli per l'attività microbica (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1990). Il suolo viene così ad essere caratterizzato come vero e proprio sistema enzimatico extracellulare.

Un fenomeno noto da diverso tempo e' l'adsorbimento delle proteine da parte dei fillosilicati (Burns, 1986; Mortland, 1986), questo avviene in seguito a reazioni di scambio cationico: i siti delle molecole proteiche caricati positivamente riescono a sostituire i cationi che saturano la carica negativa dei fillosilicati.

Gli enzimi possono essere immobilizzati anche su matrici umiche; questo fenomeno sembra portare ad una "stabilizzazione" della struttura terziaria della proteina, rendendo così l'enzima, come detto precedentemente, più resistente alla denaturazione termica. Così come avviene per l'associazione con i fillosilicati, l'unione con le matrici umiche protegge gli enzimi dalla degradazione proteica (Nannipieri et al., 1982).

Modellistica e indicatori

I modelli altro non sono che una rappresentazione della realtà: essi possono essere fisico – analogici (es. un plastico di un quartiere per un urbanista) oppure matematici. In realtà si usano a livello anche solo intuitivo modelli in ogni momento della nostra vita, ad esempio per decidere a che ora uscire di casa per raggiungere il posto di lavoro conoscendo distanza e tempo.

Le due funzioni principali degli indicatori sono ridurre il numero di misure e di parametri che normalmente sarebbero richiesti per rappresentare una situazione, e semplificare il processo comunicativo attraverso il quale l'informazione è fornita all'utilizzatore. Tali funzioni sono svolte grazie al prezioso aiuto dell'uso dei modelli matematici, con risparmio di tempo e denaro soprattutto grazie all'uso dei mezzi informatici, che consentono di elaborare ingenti quantità di dati, evitando prelievi di campo e analisi di laboratorio.

Anche una interpretazione statistica si basa su un modello, ad esempio la usatissima analisi della varianza (ANOVA) si basa generalmente sul modello GLM.

A fronte di tanti vantaggi, ci sono svariati problemi da affrontarsi:

La necessità dell'iniziale validazione del modello in questione, che richiede moltissima cura, e deve essere specifica per ogni scenario.

Il limite della soggettività, sia nelle scelte di rappresentazione sia nella valutazione dei risultati.

I molteplici errori possibili, come illustrato in seguito.

Nella base conoscitiva del sistema informativo ambientale, particolare importanza riveste l'individuazione e il popolamento di indici e indicatori (ANPA, 2001), parametri che consentono rappresentazioni sintetiche, statiche o dinamiche, di fenomeni (es. la desertificazione) o contesti (es. un comparto ambientale in un'area).

A livello nazionale italiano, queste sono finalità proprie del progetto "Centri Tematici Nazionali (CTN)" della rete SINATnet. Il CTN Suolo e Siti Contaminati (CTN SSC) ha curato lo sviluppo di indicatori idonei a descrivere lo stato attuale e tendenziale della matrice suolo.

Il centinaio di indicatori individuati costituisce, per così dire, un insieme teorico ottimale (anche in termini di costo/benefici ovvero costo/contenuto informativo) di elementi conoscitivi che, opportunamente monitorati nel tempo, consentirebbero di fornire una rappresentazione efficiente dello stato dell'ambiente oggettivo e della sua prevedibile evoluzione.

2 – VALUTAZIONE DELLA SENSIBILITÀ DI INDICI AGROBIOCHIMICI –

SCOPO DEL LAVORO

Gli indicatori applicati finora in Italia per valutare il rischio di desertificazione (e di conseguenza la presenza dei processi ad essa legati, che impoveriscono i terreni e ne peggiorano la qualità nel senso più esteso) hanno prescinduto dalle caratteristiche e proprietà agrochimiche dei terreni stessi, come illustrato nel Capitolo 1. Essendo la desertificazione un concetto intimamente connesso con la produttività potenziale e la qualità agronomica dei suoli, risulta tuttavia evidente il ruolo delle proprietà agrochimiche di un suolo. Riguardo a tali proprietà i dati disponibili non possono essere implementati in indici come quello ESA - MEDALUS alla stregua di quelli meteorologici ecc., per inadeguatezza in quantità, omogeneità e dettaglio.

Scopo del lavoro è stato perciò identificare parametri agrochimici adatti a tale uso. A tal scopo anzitutto è stato necessario isolare, nella rosa dei parametri agrochimici misurabili, alcuni che rispondessero alle caratteristiche necessarie a un indicatore agroambientale, che deve essere accurato, riproducibile, non eccessivamente dispendioso né complesso da misurarsi, d'uso diffuso, adattabile a situazioni diverse, sintetico e soprattutto sensibile al fenomeno in studio. Nel caso della desertificazione i processi in atto sono complessi, molteplici, interattivi e in larga parte non del tutto conosciuti, perciò indicatori sofisticati come enzimi o pull genetico sono stati accantonati almeno per il momento, e si è rivolta l'attenzione a parametri come carbonio organico, elemento chiave della fertilità che interagisce e su cui ricadono gli effetti di una moltitudine di processi. Purtroppo indicatori semplici come quelli scelti hanno una grande variabilità anche a scala locale, peraltro spesso simile in posizioni geograficamente molto diverse (esclusi casi estremi come deserti o torbiere, ovviamente: ma non è il nostro caso). Per studiarli si è reso perciò necessario un approccio statistico sofisticato, basato su un piano sperimentale piuttosto esteso.

Sono stati scelti tre parametri legati al carbonio, uno strettamente chimico, ossia il contenuto di carbonio organico totale (TOC), uno chimico – microbiologico, ossia il contenuto di carbonio organico microbico (MBC), e uno biochimico, ossia la respirazione totale indotta da substrato (SIR). Sono stati scelti tali parametri sia perché rispondono alle esigenze succitate sia per la loro importanza nel caratterizzare la sostanza organica del suolo, che non può prescindere dalla flora microbica, come richiamato dal Capitolo 1. È stato scelto come secondo indicatore la respirazione indotta da substrato (SIR) perché è un'analisi biochimica strettamente legata alla vita del terreno (dà una descrizione complessiva dell'attività microbiologica), che ha un significato complessivo ma è allo stesso tempo accurata e riproducibile, aspetti come detto fondamentali visti gli scopi del presente lavoro.

Su TOC – MBC – SIR sono stati studiati gli effetti non solo del grado di rischio di desertificazione, ma anche delle variazioni meteorologiche di breve periodo (ossia delle stagioni) e dell'azione agricola.

Le influenze di tali fattori sui parametri agrochimici sono oltremodo note in letteratura agronomica, tanto da non richiedere menzione. Per lo studio dell'effetto agricolo sono state considerate diverse colture a diverso apporto antropico.

Allo scopo di valutare se tali parametri sono proponibili come indicatori, specifici obiettivi del lavoro sono stati perciò

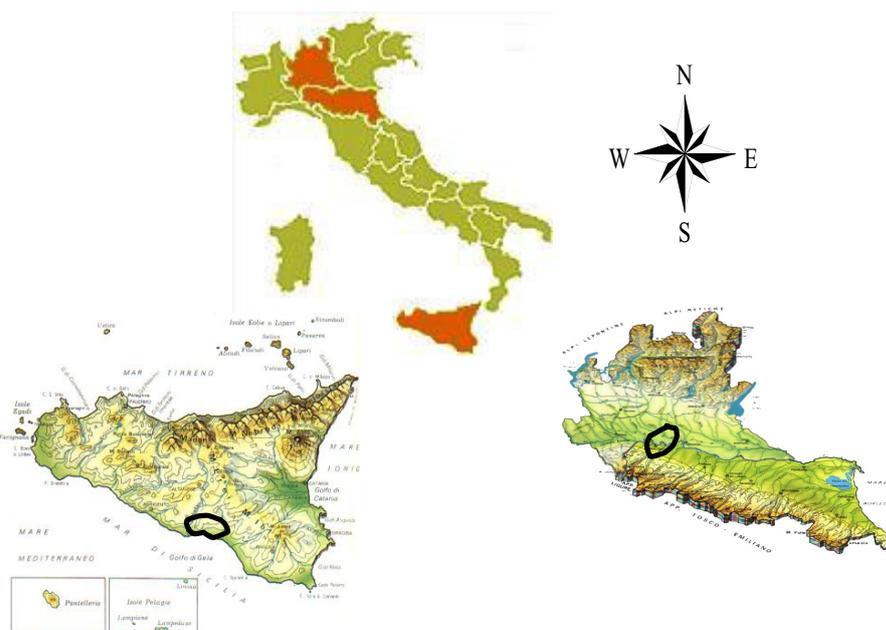
- valutare la sensibilità di tali parametri alla desertificazione
- valutare contestualmente gli effetti espressi su tali parametri dall'andamento stagionale e dalle diverse colture, e le loro interazioni con l'effetto globale esercitato dall'area di rischio di desertificazione.

3 – PIANO SPERIMENTALE

Per raggiungere gli obiettivi prefissati, il piano sperimentale è particolarmente articolato. Anzitutto sono stati identificati siti diversi per gli aspetti in studio, ossia diversi come livello di rischio alla desertificazione e con diverse colture praticate; l'aspetto temporale è stato studiato invece ripetendo nel tempo i campionamenti sugli stessi siti.

Per studiare gli effetti dei processi di desertificazione sui suoli, anzitutto sono state necessarie due aree di studio in opposte condizioni di rischio; sulla base delle mappe ENEA (Giordano et al., 2002) e CIPE (CIPE, 1999) è stata scelta come area ad alto rischio la zona di Licata (AG), mentre, in opposte condizioni di clima e disponibilità d'acqua, è stata scelta come area a basso rischio la zona Cremonese – Piacentina, nella Pianura Padana Occidentale (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Aree sperimentali



Il rischio di desertificazione è quindi stato assunto nella variabile classificatoria “Area”, coi valori “lic” per la zona licatese, area ad alto rischio di desertificazione, o “pad” per la zona padana, area a bassissimo rischio.

Per studiare gli effetti stagionali, le campagne di campionamenti hanno coperto un'annata, dall'estate 2004 alla primavera 2005. Nelle varie stagioni si sono scelte date di prelievo in condizioni meteorologiche più rappresentative possibile della stagione media. In particolare i prelievi sono stati sfalsati tra nord e sud per cogliere condizioni meteorologiche paragonabili, posticipando di qualche settimana i prelievi del nord in estate e anticipandoli in autunno e primavera.

È stata dunque istituita la variabile classificatoria “Stagione”, con 4 valori assumibili: “estate”, “autunno”, “inverno” e “primavera”.

Per indagare l'effetto esercitato da diverse colture, si sono selezionati siti coltivati a pomodoro da mensa in tunnel, foraggio di leguminose di secondo anno (medica e trifoglio) e vite da vino (Merlot, Chardonnay, Cabernet-Sauvignon). Tali colture sono state scelte per tenere in considerazione sia erbacee che arboree, e, pur restando in pieno campo, condizioni ben diverse di influenza antropica (dalla minima nel caso del foraggio di leguminose alla massima in quello del pomodoro da mensa sotto tunnel mobile). L'attenzione non è stata concessa alle colture in serra, poiché in tal caso il substrato diventa artificiale e slegato dal campo di interazione agro – ambientale.

È stata dunque istituita la variabile classificatoria “Coltura”, con 4 valori assumibili: “for” per il foraggio, “pom” per il pomodoro e “vite” per la vite.

Per ogni coltura in ciascuna area sono stati scelti tre siti diversi nel caso di pomodoro e foraggio e cinque nel caso della vite. Per ogni sito ad ogni campionamento sono stati prelevati tre replicati di campo, prelevati nei 30 cm superficiali di terreno. I terreni sono poi stati essiccati all'aria e setacciati a 2 mm, per essere poi conservati in barattoli non ermeticamente chiusi, escluso i casi delle determinazioni di SIR e MBC, per le quali i suoli sono stati conservati in frigorifero (ma sono state eseguite generalmente nel giro di pochi giorni dalla setacciatura).

Elaborazione dati e metodologia statistica

In tutti i casi è stata condotta un'analisi multivariata (MANOVA) con variabili dipendenti TOC – MBC – SIR, modello GLM tipo III dell'analisi della varianza (PROC GLM, SAS Institute 1985). Quando la variabile poteva assumere più di due valori, è stato eseguito il test post hoc di Duncan per distinguere le classi; tale test raggruppa le classi in popolazioni omogenee, attraverso un confronto delle medie che tiene conto delle varianze.

Indipendentemente dal tipo di variabili, è stato considerato significativo solo un fattore o una interazione che avesse $p < 0,05$.

I software di calcolo adoperati per l'elaborazione dei dati e dei grafici sono SPSS ® e SAS ®. Nelle prove preliminari si è valutata l'omogeneità delle popolazioni con l'ANOVA e col test T.

Come di seguito illustrato, i dati ottenuti dalla sperimentazione sono stati distribuiti in diverse popolazioni a seconda degli obiettivi, in modo da avere piani di dati simmetrici tra le variabili e tra le loro combinazioni. Tali popolazioni di dati sono state poi elaborate separatamente nelle diverse fasi di seguito descritte.

Studio A: effetto dell'area di rischio

Fase A.1: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra le 2 aree adoperando i dati ottenuti dai campioni prelevati in estate 2004 dai siti coltivati a foraggio e a pomodoro, per un totale di 4 combinazioni di variabili, con 12 siti campionati e 36 campioni totali. È stato possibile così valutare anche l'effetto della Coltura, e la sua interazione di I ordine con la variabile Area di rischio.

Fase A.2: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra le 2 aree adoperando i dati ottenuti dai campioni prelevati in autunno 2004 dai siti coltivati a foraggio e a vite, per un totale di 4 combinazioni di variabili, con 16 siti campionati e 48 campioni totali. È stato possibile così valutare anche l'effetto della Coltura, e l'interazione di I ordine con la variabile Area di rischio.

Fase A.3: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra le 2 aree adoperando i dati ottenuti dai campioni prelevati in estate – autunno – primavera dai soli siti coltivati a foraggio, per un totale di 6 combinazioni di variabili, con 6 siti campionati per 3 volte e 54 campioni totali. È stato possibile così valutare anche l'effetto della Stagione, e la sua interazione di I ordine con la variabile Area di rischio.

Studio B: effetto della stagione

Fase B.1: È basato sugli stessi dati di A.3. Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra le 3 stagioni estate – autunno – primavera, elaborando i dati ottenuti dai siti coltivati a foraggio nelle 2 aree, per un totale di 6 combinazioni di variabili, con 6 siti campionati per 3 volte e 54 campioni totali. L'interazione di I ordine con Area, ovviamente la stessa calcolata in A.3, è stata qui evidenziata dal punto di vista della Stagione.

Fase B.2: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra estate e autunno, elaborando i dati ottenuti dai soli siti licatesi coltivati a pomodoro, con 3 siti campionati per 2 volte e 18 campioni totali.

Fase B.3: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR nelle 4 stagioni, elaborando i dati ottenuti dai soli siti licatesi coltivati a foraggio, con 3 siti campionati per 4 volte e 36 campioni totali.

Studio C: effetto della coltura

Fase C.1: È basato sugli stessi dati di A1. Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra i siti coltivati a foraggio e pomodoro, elaborando i dati relativi all'estate 2004 in entrambe le aree, per un totale di 4 combinazioni di variabili, con 12 siti campionati e 36 campioni totali. L'interazione di I ordine con Area, ovviamente la stessa calcolata in A1, è stata qui evidenziata dal punto di vista della Coltura.

Fase C.2: È basato sugli stessi dati di A.2. Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra i siti coltivati a foraggio e vite, elaborando i dati relativi all'autunno 2004 in entrambe le aree, per un totale di 4 combinazioni di variabili, con 12 siti campionati e 48 campioni totali. L'interazione di I ordine con Area, ovviamente la stessa calcolata in A.2, è stata qui evidenziata dal punto di vista della Coltura.

Fase C.3: Sono stati confrontati i valori di TOC – MBC – SIR tra i siti coltivati a foraggio, a pomodoro e a vite, elaborando i dati ottenuti dai siti licatesi relativi all'autunno 2004, con 9 siti campionati e 33 campioni totali.

4 – ANALISI FISICO-MECCANICHE, CHIMICHE E BIOCHIMICHE

In laboratorio le analisi dei suoli oggetto dell'indagine sono state eseguite secondo le seguenti procedure:

Umidità

L'umidità relativa è stata calcolata ponendo 10 g di campione in stufa a 105 °C per 24 h, esprimendola poi come

$$UR\% = \frac{H_2O}{s.f.} * 100 = \frac{s.f. - s.s.}{s.f.} * 100$$

Dove:

H₂O = g di acqua

s.f. = g di sostanza fresca

s.s. = g di sostanza secca

Per la misura della SIR è stato necessario calcolare la CIM (capacità idrica massima), attraverso la tecnica della pasta satura. In tale analisi le umidità sono state espresse come

$$UR\% = \frac{H_2O}{s.s.} * 100 = \frac{s.f. - s.s.}{s.s.} * 100$$

Tessitura

La tessitura è stata caratterizzata in accordo con i Metodi di Analisi Chimica del Suolo (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000).

10 g di suolo secco sono stati sottoposti a ripetuti lavaggi con acqua distillata, fino a quando il valore di conducibilità di questa non è risultato circa 1.00 mS cm⁻¹. Successivamente il campione di suolo è stato trasferito in una beuta, sono stati aggiunti 10 mL di una soluzione mista di sodio esametafosfato [(NaPO₃)₆ 40 g/l] e sodio carbonato anidro (Na₂CO₃ 10 g/l), e il tutto è stato posto in agitazione per due ore; successivamente la sospensione, passata attraverso un setaccio da 0,2 mm che ha raccolto la sabbia grossa, è stata passata in un levigatore Esenwein da 500 mL. La torbida versata nel cilindro è stata portata a volume con acqua deionizzata e agitata fino ad ottenere una soluzione omogenea.

Il valore della sabbia grossa si è calcolata essiccando in stufa e pesando la frazione di suolo raccolta nel setaccio da 0,2 mm; limo grosso, limo fine, e argilla sono stati calcolati facendo riferimento ai tempi di sedimentazione, e alla temperatura. La sabbia fine, invece, è stata ottenuta per differenza dalle frazioni valutate.

Grado di reazione (pH)

L'analisi è stata eseguita secondo il Metodo Ufficiale n.III.1 adottato dalla SISS Italiana.

Conduttività elettrica

È stata eseguita secondo il Metodo Ufficiale n. IV.1 adottato dalla SISS Italiana.

La determinazione diretta (strumentale) della conduttività elettrica è stata effettuata in estratto acquoso del suolo, ottenuto con la tecnica della pasta satura.

Capacità di scambio cationico

Ci si è riferiti al Metodo ufficiale italiano n° XIII.2. Il campione di suolo viene monosaturato con bario per ripetuti trattamenti con soluzione di bario cloruro. Successivamente, al campione viene aggiunta più volte una soluzione a titolo noto di magnesio solfato. La reazione porta alla formazione di bario solfato insolubile, e quindi allo scambio completo Ba/Mg. L'eccesso di magnesio in soluzione viene determinato per titolazione complessometrica.

Determinazione del carbonio organico totale (metodo Springer-Klee)

Il contenuto di Carbonio Organico Totale (determinato secondo il Metodo Ufficiale N° VII.2) è un parametro che dà una misura complessiva, attraverso una analisi accurata e semplice.

Il carbonio organico è stata ossidato ad anidride carbonica con soluzione di potassio bicromato in presenza di acido solforico, in condizioni standardizzate. La quantità di potassio bicromato che non ha reagito è stata determinata per titolazione con una soluzione di ferro (II)solfato. Il punto finale della titolazione è stato accertato per via potenziometrica utilizzando un elettrodo di platino. Il metodo differisce dalla normale ossidazione per via umida come descritta dal metodo Walkley-Black in quanto la reazione tra carbonio organico e bicromato è resa quantitativa per il riscaldamento della miscela a 160 °C. Non sono necessari, pertanto, fattori di correzione.

Determinazione della biomassa microbica

Il carbonio organico microbico (MBC, Microbial Biomass Carbon) è un modo per stimare indirettamente la biomassa microbica.

È stato calcolato dopo aver applicato il metodo della fumigazione-estrazione, per differenza tra il valore di C solubile determinato nel suolo fumigato (F) e quello non fumigato (NF):

MBC = F – NF.

La fumigazione effettuata con cloroformio (Vance et al. 1987) lisa le cellule microbiche, permettendo alla soluzione salina di solfato di potassio, successivamente usata come estraente, di portare in soluzione il materiale citoplasmatico.

Aliquote di 50 g di suolo sono state suddivise in due parti uguali, 25 g destinati all'estrazione dopo fumigazione e 25 g destinati all'estrazione diretta. L'estrazione è consistita in agitazione per 30' a 120 rpm dei campioni in matracci conici di Erlenmeyer, dopo aggiunta di 100 mL K₂SO₄ 0,5 M. Le soluzioni sono state poi filtrate e conservate in congelatore fino alla titolazione.

Il carbonio solubile è stato poi determinato per titolazione, sui filtrati sia provenienti da fumigazione che non, dopo mineralizzazione in ambiente acido a caldo (Schwedt e Schnepel, 1981).

Fumigazione

In essiccatore sono stati posti i campioni di 25 g di suolo (posti in beakers di vetro da 50 mL), carta bibula inumidita un beaker in vetro contenente 50 mL di cloroformio puro (e palline di vetro per controllarne l'ebollizione). È stato poi creato il vuoto attraverso una pompa, provocando l'ebollizione del cloroformio e la sua vaporizzazione all'interno dell'essiccatore. Il vapore così formato è verosimilmente entrato anche nei pori più piccoli del suolo uccidendo i microrganismi. Dopo circa due minuti dall'inizio dell'ebollizione del cloroformio, l'essiccatore è stato trasferito in cella termostata a 25 °C al buio per 24 ore. Quindi, aperto l'essiccatore, si è asportato il beaker con il cloroformio liquido residuo, e per eliminare il solvente presente nel terreno si sono effettuate otto successive evacuazioni spingendo di nuovo il vuoto nell'essiccatore, intercalate da trenta secondi di immissione d'aria.

Procedimento

20 mL di estratto sono stati posti in un provettone posto in un digestore insieme a 5 mL di potassio bicromato 0,4 N, 25 mL di acido solforico concentrato, alcune palline di vetro. Sono state previste prove in bianco con K₂SO₄ 0,5 M, sia a freddo sia a caldo. È stata effettuata una pre-digestione a 90°C per 15 minuti e una digestione a 160°C per 30 minuti. Completata la digestione, il mineralizzato è stato raffreddato e portato ad un volume di 100 mL con acqua distillata. 25 mL di mineralizzato sono stati introdotti in un beaker da 250 mL insieme a 50 mL di acido solforico al 3%, è stata aggiunta qualche goccia di indicatore (fenantrolina) ed è stata effettuata una titolazione del potassio bicromato che non ha reagito con il carbonio, con la soluzione di sale di Mohr (ferro ammonio solfato esaidrato 33.3 mN).

Espressione dei risultati

$\mu\text{g C solubile g}^{-1}\text{s.s.} = [(B-A) * N_{\text{sale di Mohr}} * 3*4*1000] / \text{peso s.s.}$

B = volume del titolante necessario a titolare il bianco caldo

A = volume del titolante necessario a titolare il campione

$N_{\text{sale di Mohr}}$ = normalità effettiva del sale di Mohr

3 = peso equivalente del C

4 = rapporto 25 mL a 100 mL

1000 = conversione dei mg a μg

peso s.s. = peso in g del suolo secco corrispondenti a 20 mL di estratto.

Il valore dell'MBC, quindi del carbonio organico addizionale estratto dopo la fumigazione, è dato dalla differenza tra il valore di C solubile determinato nel suolo fumigato (F) e quello non fumigato (NF):

$$\text{MBC} = F - \text{NF}$$

Il carbonio ottenuto dal suolo non fumigato dà la stima della frazione solubile del carbonio organico presente nel suolo.

Determinazione della respirazione indotta da substrato

È un'analisi biochimica strettamente legata alla vita del terreno, dà una descrizione complessiva dell'attività microbiologica. Il suolo "respira" quindi emette CO_2 ; quantificando l'emissione di questo gas è possibile risalire, per via indiretta, all'attività della biomassa microbica presente (Dumontet S. e Mathur S.P, 1989).

Procedimento

Allo scopo di portare tutti i terreni in condizioni omogenee e non limitanti, tutti i campioni sono stati portati al 50% della CIM (Capacità Idrica Massima) e addizionati di substrato prontamente metabolizzabile (glucosio) (Anderson e Domsch, 1978).

La CIM è stata preventivamente determinata attraverso la tecnica della "pasta satura", per imbibizione da carta bibula, e per portare ogni campione al 50% della CIM si è calcolata la mancanza di acqua del terreno tal quale.

Per ogni campione, a 20 g ss di terra fine sono stati aggiunti 80 mg glucosio preventivamente miscelati con 0,5 g di talco; quest'ultimo ha permesso una migliore distribuzione del glucosio nel terreno.

I campioni così addizionati sono stati posti in barattoli di vetro a chiusura ermetica, in ognuno dei quali era presente un bicchierino di plastica, nel quale si sono versati con pipetta di precisione 4 mL di soluzione di idrossido di sodio 1 N (preventivamente decarbonatata per insufflazione e gorgoglio di N_2) capace di catturare la CO_2 liberata dal suolo. Subito dopo l'immissione della soda, il barattolo è stato chiuso ermeticamente e posto in cella termostata a 25 °C per 6 ore.

Parallelamente sono state effettuate prove in bianco con e senza glucosio, contenenti il bicchiere con l'idrossido di sodio ma non campioni di terreno.

Trascorse le 6 h è stata effettuata la determinazione della CO_2 prelevando il bicchiere contenente l'idrossido di sodio e aggiungendo ad esso 8 mL di bario cloruro 0,75 N.

All'aggiunta del bario cloruro si è formata una sostanza lattiginosa derivante dalla precipitazione del carbonato di bario. Si è aggiunta quindi qualche goccia di indicatore fenolftaleina (viraggio dal rosa al bianco) e titolato l'idrossido di sodio che non si era legato alla CO₂ con acido cloridrico 0,1 N.

Espressione dei risultati

Calcolo della CO₂ prodotta[§]:

$$\mu\text{g CO}_2 - \text{C} / \text{g s.s.} = [(B-A) * N \text{ HCl} * 12 / 2 * 1000] / m$$

B = mL di HCl necessari per la prova in bianco

A = mL di HCl necessari a titolare il campione

N HCl = normalità dell'HCl (da verificare ad ogni determinazione)

12 = peso atomico del C

2 = OH⁻ che reagiscono con una molecola di CO₂

1000 = conversione da mg a μg

m = peso secco in grammi del suolo contenuto nel barattolo

Calcolo della SIR

$$\text{SIR} = \mu\text{g CO}_2 / \text{g s.s. (con glucosio)} - \mu\text{g CO}_2\text{-C} / \text{g s.s. (senza glucosio)}$$

Messa a punto del metodo

È stato messo in discussione il quantitativo necessario ad un'analisi accurata, in particolare domandandosi se 20 g non fossero scarsi in terreni come quelli licatesi, spesso molto poveri e stressati da clima, acque salse, coltivazioni, vento.

Si è allo scopo condotta una analisi in doppio su aliquote di campione con replicato in doppio (rispettivamente 20 e 40 g, con talco e glucosio in proporzione).

I risultati hanno dato popolazioni di dati indistinguibili al test T.

[§] Molti autori desiderano valutare la sola respirazione indotta, intesa come differenza tra la respirazione basale del terreno in condizioni standardizzate di temperatura ed umidità ma senza aggiunta di substrato. Allo scopo si condurrebbe una prova in parallelo su aliquote di campione non addizionate di glucosio, e la SIR indotta in senso stretto risulterebbe dal calcolo seguente:

$$\text{SIR} = \mu\text{g CO}_2 / \text{g s.s. (con glucosio)} - \mu\text{g CO}_2\text{-C} / \text{g s.s. (senza glucosio)}$$

Tuttavia nel presente lavoro abbiamo preferito il calcolo della respirazione totale perché è una determinazione standardizzata e reale (che contiene entrambe le altre due), mentre nell'altro modo a fronte di un lungo lavoro si otterrebbe comunque un dato stimato. E ai fini della caratterizzazione indiretta della flora microbica intesa come parametro legato alle dinamiche relative al fenomeno della desertificazione, risulta più interessante il dato più diretto e aggregato.

La qualità dei dati analitici

Particolare attenzione è stata rivolta alla qualità dei dati analitici. Le tecniche adottate allo scopo di valutarla e conservarla elevata sono illustrate di seguito, come la terminologia impiegata.

In laboratorio le misure sono state effettuate in doppio, e sono state allestite prove preliminari per la messa a punto di ciascuna analisi, per ottenere la riproducibilità delle popolazioni dei replicati di laboratorio.

La qualità di un dato analitico è dettata principalmente dalla sua accuratezza, precisione e rappresentatività (APAT 2002). Per ottenere dati di buona qualità, e quindi validi e significativi, è necessario utilizzare metodi analitici affidabili, eseguendo oculatamente le operazioni necessarie per l'analisi ed affiancarle a tecniche di controllo di qualità.

Durante tutto il lavoro sono state eseguite le analisi su almeno due replicati di laboratorio, sia allo scopo di minimizzare gli errori strumentale e umano, sia allo scopo di cautelarsi da eventuali imprevisti ed incidenti (vista la vastità del piano di campionamento e la sua dispersione spaziale), sia infine per valutare la ripetibilità delle misure.

Il primo controllo, per ogni analisi, è stato compiuto sui coefficienti di variazione percentuali delle misure dei replicati di laboratorio, definito

$$c.v. = \frac{dev.st.}{x_m} = \frac{\sqrt{\frac{n \sum x^2 - (\sum x)^2}{n(n-1)}}}{x_m} * 100$$

dove

dev. st. = deviazione standard

X_m = media dei replicati

n = numero dei campioni

x = valore di ogni replicato

Non si è adoperata la deviazione standard ma il coefficiente di variazione per porzionare la misura della variabilità al dato, e rendere tale misura adimensionata e confrontabile nel corso dell'analisi. Non si sono accettati c.v. > 20%, ponendo a volte limiti più restrittivi a seconda del tipo di analisi e della variabilità in esso insita.

La respirazione indotta da substrato è ad esempio una misura caratterizzata da forte variabilità, per la diversa distribuzione delle colonie microbiche nei diversi aggregati di uno stesso terreno, che genera variabilità di attività e di conseguenza di respirazione anche in replicati di campo molto ben preparati.

Per le misure di umidità del terreno fresco si è posta come condizione c.v. < 1% della s.s. relativa (ossia sostanza secca/sostanza fresca), mentre per la pasta satura c.v. < 5%.

Rappresentatività

Un metodo di analisi può essere molto accurato, ma i risultati non sono utilizzabili se non riflettono la composizione del campione o se il campione non rappresenta la popolazione (ad esempio la zona di suolo) da cui è stato prelevato. Spesso il campionamento è lo stadio più critico nell'intero processo analitico ed è lo stadio che limita l'accuratezza dell'analisi. Questo è particolarmente vero quando il campione da analizzare sia un sistema di grandi dimensioni e non omogeneo, come ad esempio un lago, un suolo, un pezzo di tessuto animale. Il prodotto finale dello stadio di campionamento è costituito da pochi grammi o chilogrammi e può costituire una parte rispetto a 10^7 o 10^8 del materiale di partenza. Comunque il campione deve avere, nei limiti del possibile, una composizione identica alla composizione media della massa totale. Esistono in letteratura numerose procedure da seguire, spesso basate su considerazioni statistiche, per stabilire il numero, la dimensione e l'ubicazione dei punti di prelievo dei campioni, secondo la natura del materiale da analizzare. In generale si può affermare che la rappresentatività del risultato analitico aumenta all'aumentare del numero di campioni prelevati ed analizzati, in particolare se tali campioni derivano da punti diversi del materiale di partenza.

Per massimizzare la rappresentatività del campionamento abbiamo scelto aziende rappresentative in funzione dei parametri scelti da un punto di vista agronomico e agrochimico.

5 – RISULTATI E DISCUSSIONE

Prove preliminari

Sono state svolte prove preliminari, prima di ogni prova, per verificare la qualità dei dati e l'efficacia del piano sperimentale.

Con l'ANOVA si è valutata la varianza spiegata dai replicati di laboratorio, e l'effetto dei replicati non è stato trovato significativo né sulla SIR ($p > 0,31$) né sul TOC ($p > 0,39$), né sull'MBC ($p > 0,29$). Ricordiamo che indipendentemente dal tipo di variabili, sono considerati significativi i fattori o le interazioni con $p < 0,05$. Quando le popolazioni di dati ottenuti dai replicati di laboratorio risultavano distinguibili al test t di Student (pochissimi casi) le prove sono state ripetute prima di elaborare i dati.

Gli effetti delle repliche di campo non sono risultati significativi per nessuno dei parametri considerati.

Tali risultati, integrandosi con quanto esposto nella sezione “Materiali e metodi” a proposito di accuratezza e precisione, garantiscono una soddisfacente qualità dei dati, sia in relazione all'attività di laboratorio che di campo, dal piano di campionamento alla scelta e trattamento dei campioni.

La descrizione e caratterizzazione chimico-fisica dei siti scelti è illustrata nella seguente Tabella 5.1.

Tabella 5.1 - Area di rischio di appartenenza, coltura insistente e caratterizzazione chimico-fisica dei siti di campionamento

Sito	Area	Coltura	pH in KCl	Sabbia %	Limo %	Argilla %	CSC Meq/100g	Conducib. mS/cm
FMA	lic	for	7,50	50	15	35	21,53	0,190
FMO	lic	for	7,47	47	17	36	20,07	0,194
FVA	lic	for	7,33	41	25	34	25,86	0,133
CAM	lic	pom	7,65	46	29	25	18,12	0,171
BRU	lic	pom	7,77	39	44	17	22,45	0,141
PCA	lic	pom	7,59	33	49	18	24,22	0,138
MERCAM	lic	vite	7,33	30	33	37	33,59	0,108
MERVAS	lic	vite	7,30	31	29	40	38,62	0,128
CHAVAS	lic	vite	7,27	29	28	43	26,87	0,136
CABCAM	lic	vite	7,31	33	30	37	24,48	0,120
CABGIG	lic	vite	7,24	40	21	39	28,97	0,128
STR	pad	for	5,03	28	42	30	24,12	0,057
LAZ	pad	for	6,03	25	47	28	22,03	0,054
SAL	pad	for	7,03	35	40	25	20,05	0,064
BOZ	pad	pom	6,61	30	42	28	17,89	0,067
VIS	pad	pom	6,80	34	35	31	19,97	0,097
AMP	pad	pom	6,93	45	28	27	25,88	0,110
MERCHI	pad	vite	6,72	35	47	18	19,42	0,073
CABCHI	pad	vite	6,75	28	51	21	21,22	0,068
CHAMON	pad	vite	6,17	14	50	36	23,74	0,057
MERBER	pad	vite	6,85	31	41	28	18,71	0,057
CABMON	pad	vite	6,30	10	48	42	28,43	0,045

Effetto area di rischio (A)

Fase A.1

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree sono riportati nelle tabelle A.1.1 e A.1.2 (adattato da SPSS ®). Le rappresentazioni grafiche delle medie e delle relative variabilità (dovute ai replicati di sito e campo) sono illustrate nella Figura A.1.

Tabella A.1.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree

	Area	Coltura	Mean	Std. Deviation	N
TOC	lic	for	13,839	,817	8
		pom	7,184	2,777	9
		Total	10,316	3,983	17
	pad	for	13,568	3,015	6
		pom	16,958	6,890	8
		Total	15,505	5,665	14
	Total	for	13,722	1,969	14
		pom	11,784	7,065	17
		Total	12,660	5,410	31
MBC	lic	for	177,52	16,63	8
		pom	84,39	56,84	9
		Total	128,21	63,50	17
	pad	for	22,99	15,19	6
		pom	58,01	35,92	8
		Total	43,00	33,27	14
	Total	For	111,29	80,84	14
		Pom	71,98	48,62	17
		Total	89,73	67,00	31
SIR	lic	For	1,96	,69	8
		Pom	3,50	1,04	9
		Total	2,78	1,17	17
	pad	For	9,02	2,01	6
		Pom	8,05	3,00	8
		Total	8,47	2,58	14
	Total	For	4,99	3,87	14
		Pom	5,64	3,16	17
		Total	5,35	3,45	31

Figura A.1 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per coltura. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95% con la media

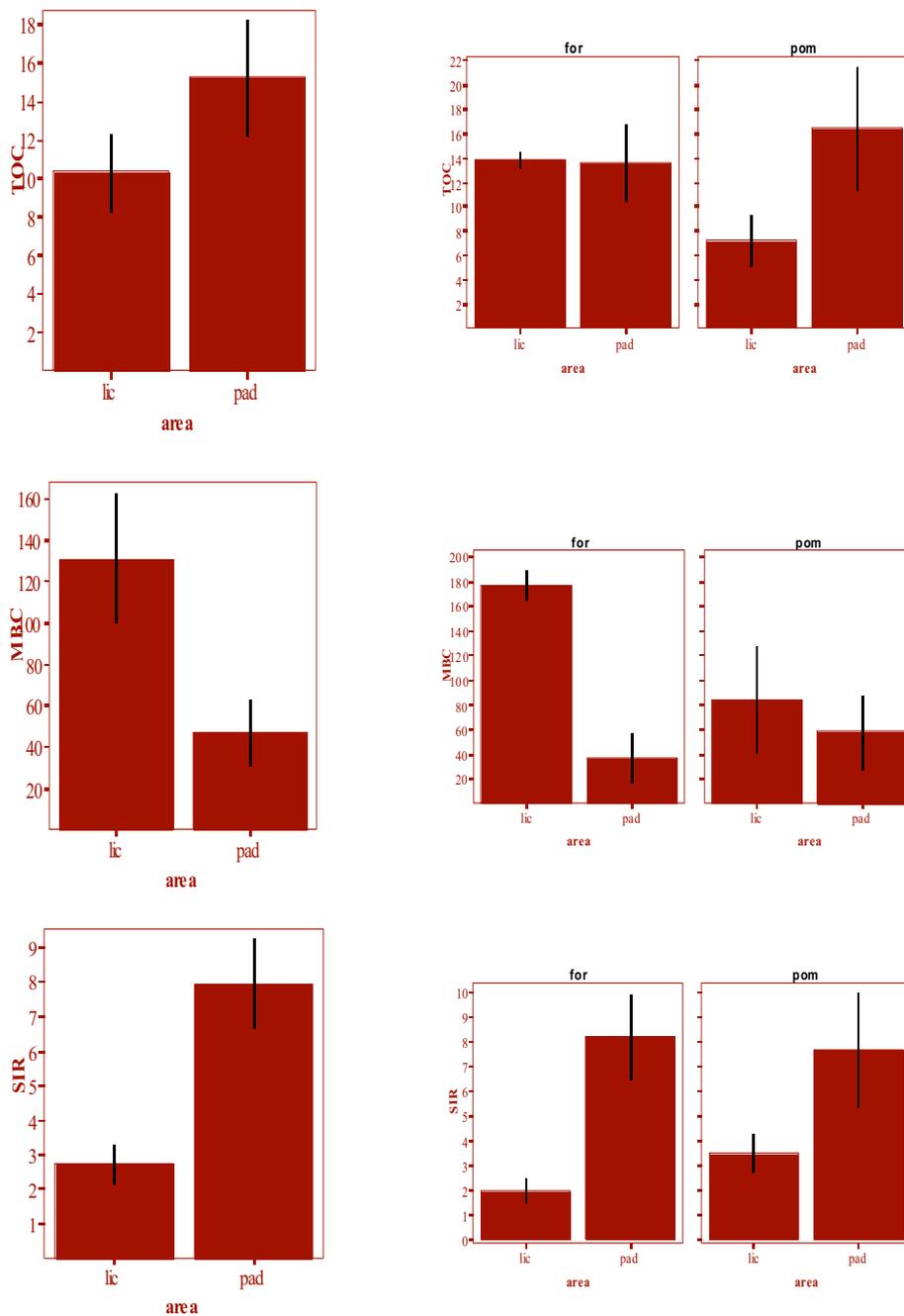


Tabella A.1.2 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC (g*kg-1), MBC ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	p
Corrected Model	TOC	433,694(a)	3	144,565	8,788	,000
	MBC	96682,230(b)	3	32227,410	22,916	,000
	SIR	261,839(c)	3	87,280	24,757	,000
Intercept	TOC	5034,764	1	5034,764	306,073	,000
	MBC	222792,706	1	222792,706	158,423	,000
	SIR	962,262	1	962,262	272,952	,000
Area	TOC	171,106	1	171,106	10,402	,003
	MBC	62003,247	1	62003,247	44,089	,000
	SIR	255,388	1	255,388	72,442	,000
Coltura	TOC	20,185	1	20,185	1,227	,278
	MBC	6398,296	1	6398,296	4,550	,042
	SIR	,605	1	,605	,172	,682
Area * Coltura	TOC	191,168	1	191,168	11,621	,002
	MBC	31118,476	1	31118,476	22,128	,000
	SIR	11,937	1	11,937	3,386	,077
Error	TOC	444,137	27	16,450		
	MBC	37970,440	27	1406,313		
	SIR	95,186	27	3,525		
Total	TOC	5845,767	31			
	MBC	384252,996	31			
	SIR	1243,156	31			
Corrected Total	TOC	877,831	30			
	MBC	134652,670	30			
	SIR	357,024	30			

a R Squared = ,494 (Adjusted R Squared = ,438)

b R Squared = ,718 (Adjusted R Squared = ,687)

c R Squared = ,733 (Adjusted R Squared = ,704)

Su tutti e 3 i parametri l'area di rischio ha effetto estremamente significativo ($p < 0,001$), e sia TOC che SIR hanno i valori maggiori nell'area a basso rischio di desertificazione; comportamento opposto ha invece MBC (unica variabile su cui la coltura ha effetto significativo).

Le interazioni sono significative per TOC e MBC, il che significa che l'effetto Area di rischio si esprime diversamente su tali parametri a seconda della coltura. In particolare le differenze di TOC dovute alla diversa area di rischio si vedono solo in pomodoro, coltura sotto la quale il terreno trova invece mitigate le differenze di MBC. Tali differenze sono ben illustrate nella rappresentazione grafica scorporata per colture.

Fase A.2

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti foraggio e vite in autunno nelle 2 aree sono riportati nelle tabelle A.2.1 e A.2.2 (adattato da SPSS®). Le rappresentazioni grafiche delle medie e delle relative variabilità (dovute ai replicati di sito e campo) sono illustrate nella Figura A.2.

Tabella A.2.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e vite in autunno nelle 2 aree

	Area	Coltura	Mean	Std. Deviation	N
TOC	lic	for	14,290	2,209	8
		vite	14,552	1,385	15
		Total	14,461	1,670	23
	pad	for	12,845	3,814	9
		vite	22,423	10,793	14
		Total	18,675	9,847	23
	Total	for	13,525	3,156	17
		vite	18,352	8,430	29
		Total	16,568	7,301	46
MBC	lic	for	99,24	40,04	8
		vite	67,57	22,43	15
		Total	78,58	32,68	23
	pad	for	11,18	2,58	9
		vite	114,49	36,68	14
		Total	74,06	58,78	23
	Total	for	52,62	52,51	17
		vite	90,22	38,02	29
		Total	76,32	47,08	46
SIR	lic	for	6,13	1,20	8
		vite	9,23	3,03	15
		Total	8,15	2,93	23
	pad	for	10,28	2,95	9
		vite	11,44	2,76	14
		Total	10,99	2,83	23
	Total	for	8,33	3,09	17
		vite	10,30	3,07	29
		Total	9,57	3,19	46

Figura A.2 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e vite in autunno nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per coltura. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95% con la media

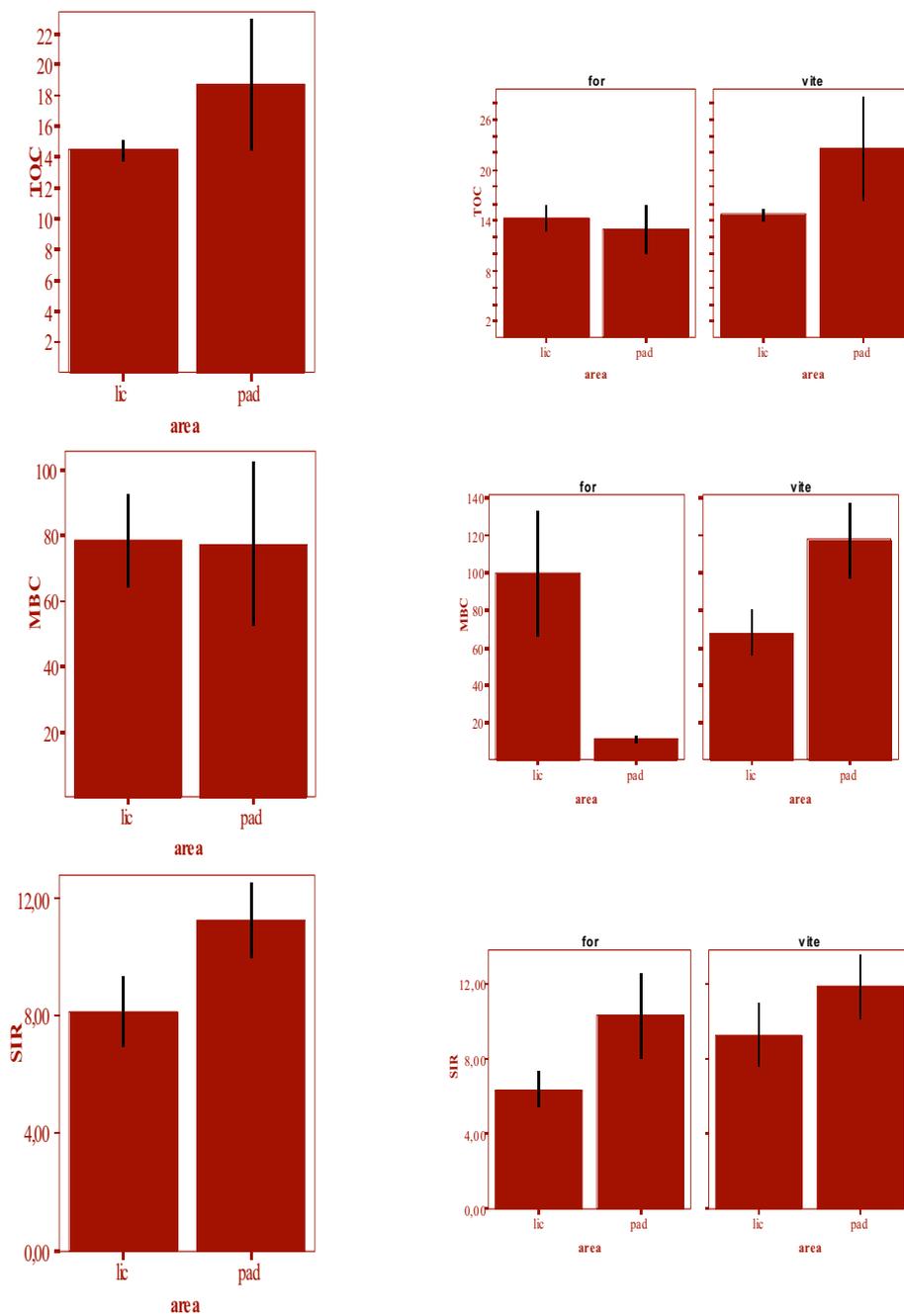


Tabella A.2.2 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e vite in autunno nelle 2 aree

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	707,247(a)	3	235,749	5,853	,002
	MBC	63941,452(b)	3	21313,817	25,002	,000
	SIR	149,672(c)	3	49,891	6,811	,001
Intercept	TOC	10983,210	1	10983,210	272,696	,000
	MBC	228589,203	1	228589,203	268,142	,000
	SIR	3674,785	1	3674,785	501,695	,000
Area	TOC	110,369	1	110,369	2,740	,105
	MBC	4522,948	1	4522,948	5,306	,026
	SIR	108,027	1	108,027	14,748	,000
Coltura	TOC	258,794	1	258,794	6,425	,015
	MBC	13719,516	1	13719,516	16,093	,000
	SIR	48,316	1	48,316	6,596	,014
Area * Coltura	TOC	231,937	1	231,937	5,759	,021
	MBC	48688,163	1	48688,163	57,113	,000
	SIR	10,111	1	10,111	1,380	,247
Error	TOC	1691,609	42	40,276		
	MBC	35804,682	42	852,492		
	SIR	307,639	42	7,325		
Total	TOC	15025,528	46			
	MBC	367709,623	46			
	SIR	4669,451	46			
Corrected Total	TOC	2398,856	45			
	MBC	99746,133	45			
	SIR	457,311	45			

a R Squared = ,295 (Adjusted R Squared = ,244)

b R Squared = ,641 (Adjusted R Squared = ,615)

c R Squared = ,327 (Adjusted R Squared = ,279)

Il quadro autunnale è molto simile a quello estivo, pur avendo preso qui in considerazione vite anziché pomodoro. L'unica differenza che spicca riguarda l'MBC nella vite, che è risultato maggiore nei siti a minor rischio.

L'area di rischio mantiene comunque un effetto estremamente significativo (rispettivamente $p=0,026$ e $p<0,001$) su MBC e SIR. La Coltura ha effetto estremamente significativo su tutti i parametri, con $p=0,015$, $p<0,01$ e $p=0,014$ rispettivamente per TOC, MBC e SIR.

Le interazioni sono significative sia per TOC che per MBC, il che significa che su tali variabili l'effetto Area di rischio esprime diversamente il proprio effetto a seconda della coltura: come evidente nella rappresentazione grafica, ove le differenze tra le aree si colgono solo nella vite scorporata.

Ripetendo l'analisi statistica solo sulle viti, che hanno 5 siti per area di rischio, le differenze di TOC tra le due aree sono estremamente significative ($p=0,09$), come si vede dalla seguente Tabella A.2.3.

Tabella A.2.3 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi alle sole viti in autunno nelle 2 aree

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	448,670(a)	1	448,670	7,861	,009
	MBC	15941,504(b)	1	15941,504	17,547	,000
	SIR	35,254(c)	1	35,254	4,177	,051
Intercept	TOC	9900,064	1	9900,064	173,447	,000
	MBC	240025,405	1	240025,405	264,200	,000
	SIR	3093,092	1	3093,092	366,482	,000
area	TOC	448,670	1	448,670	7,861	,009
	MBC	15941,504	1	15941,504	17,547	,000
	SIR	35,254	1	35,254	4,177	,051
Error	TOC	1541,117	27	57,078		
	MBC	24529,510	27	908,500		
	SIR	227,879	27	8,440		
Total	TOC	11756,648	29			
	MBC	276530,020	29			
	SIR	3337,148	29			
Corrected Total	TOC	1989,787	28			
	MBC	40471,013	28			
	SIR	263,133	28			

a R Squared = ,225 (Adjusted R Squared = ,197)

b R Squared = ,394 (Adjusted R Squared = ,371)

c R Squared = ,134 (Adjusted R Squared = ,102)

Fase A.3

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti il foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree sono riportati nelle tabelle A.3.1 e A.3.2 (adattato da SPSS ®).

Tabella A.3.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree

	Area	Stagione	Mean	Std. Deviation	N
TOC	lic	1-estate	13,839	,8168	8
		2-autunno	14,290	2,2086	8
		4-primavera	15,266	1,327	9
		Total	14,497	1,608	25
	pad	1-estate	13,568	3,015	6
		2-autunno	12,845	3,814	9
		4-primavera	23,660	4,413	9
		Total	17,081	6,402	24
	Total	1-estate	13,722	1,969	14
		2-autunno	13,525	3,156	17
		4-primavera	19,463	5,352	18
		Total	15,763	4,758	49
MBC	lic	1-estate	177,52	16,64	8
		2-autunno	99,23	40,04	8
		4-primavera	223,83	24,37	9
		Total	169,14	59,33	25
	pad	1-estate	22,99	15,19	6
		2-autunno	11,18	2,58	9
		4-primavera	103,19	30,99	9
		Total	48,63	47,66	24
	Total	1-estate	111,29	80,84	14
		2-autunno	52,62	52,51	17
		4-primavera	163,51	67,71	18
		Total	110,12	80,95	49
SIR	lic	1-estate	1,96	,69	8
		2-autunno	6,13	1,21	8
		4-primavera	8,46	3,03	9
		Total	5,64	3,34	25
	pad	1-estate	9,02	2,01	6
		2-autunno	10,28	2,95	9
		4-primavera	18,02	2,88	9
		Total	12,87	4,86	24
	Total	1-estate	4,99	3,87	14
		2-autunno	8,33	3,09	17
		4-primavera	13,24	5,69	18
		Total	9,18	5,50	49

Le rappresentazioni grafiche delle medie e delle relative variabilità (dovute ai replicati di sito e di campo) sono illustrate nella Figura A.3.

Figura A.3 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per stagione. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media

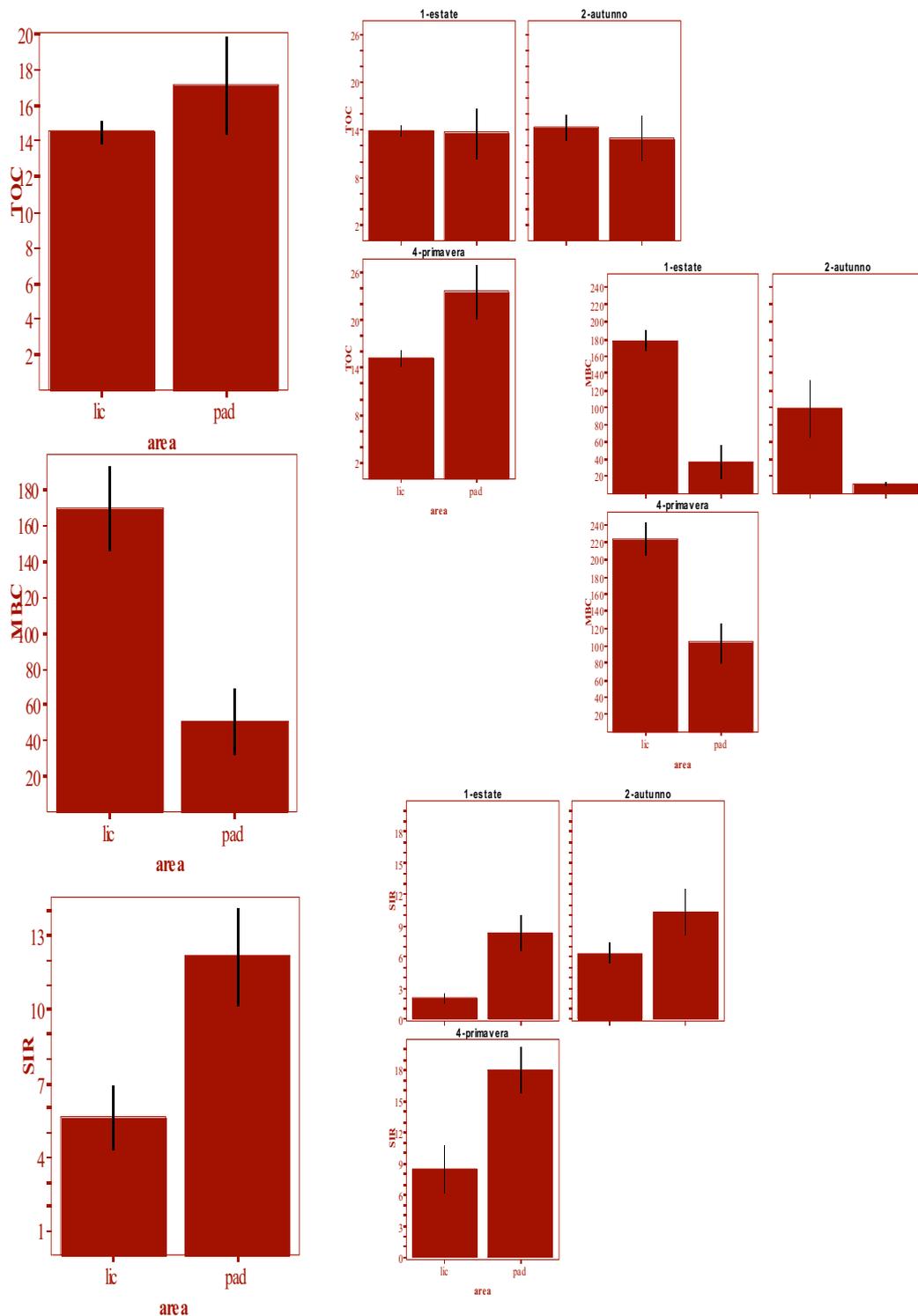


Tabella A.3.2 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	716,017(a)	5	143,203	16,618	,000
	MBC	287753,755(b)	5	57550,751	92,329	,000
	SIR	1210,172(c)	5	242,034	42,832	,000
Intercept	TOC	11647,996	1	11647,996	1351,695	,000
	MBC	542620,872	1	542620,872	870,528	,000
	SIR	3870,701	1	3870,701	684,990	,000
Area	TOC	59,455	1	59,455	6,899	,012
	MBC	175915,720	1	175915,720	282,222	,000
	SIR	575,353	1	575,353	101,819	,000
Stagione	TOC	386,292	2	193,146	22,414	,000
	MBC	103507,349	2	51753,675	83,029	,000
	SIR	498,362	2	249,181	44,097	,000
Area * Stagione	TOC	248,515	2	124,257	14,419	,000
	MBC	8393,571	2	4196,785	6,733	,003
	SIR	63,891	2	31,946	5,653	,007
Error	TOC	370,545	43	8,617		
	MBC	26802,936	43	623,324		
	SIR	242,982	43	5,651		
Total	TOC	13261,100	49			
	MBC	908715,979	49			
	SIR	5581,308	49			
Corrected Total	TOC	1086,562	48			
	MBC	314556,691	48			
	SIR	1453,154	48			

a R Squared = ,659 (Adjusted R Squared = ,619)

b R Squared = ,915 (Adjusted R Squared = ,905)

c R Squared = ,833 (Adjusted R Squared = ,813)

Su tutte e 3 le variabili dipendenti l'area ha un effetto estremamente significativo rispettivamente $p=0,12$ per il TOC e $p<0,001$ per MBC e SIR.

TOC e SIR sono più alti complessivamente nell'area a basso rischio, e questo è dovuto essenzialmente alla stagione primaverile. La stagione pure ha effetto significativo su tutti e 3 i parametri ($p<0,001$).

Tutte le interazioni sono significative, ossia l'effetto Area di rischio non porta le stesse differenze in tutte le stagioni, pur con lo stesso andamento per SIR e MBC (rispettivamente valori maggiori a Licata nel I caso e maggiori in pianura padana nel II). Questo è evidente dalla rappresentazione grafica, aggregata e scorporata, e sarà meglio approfondita nelle seguenti Fasi relative allo studio dell'effetto Stagione.

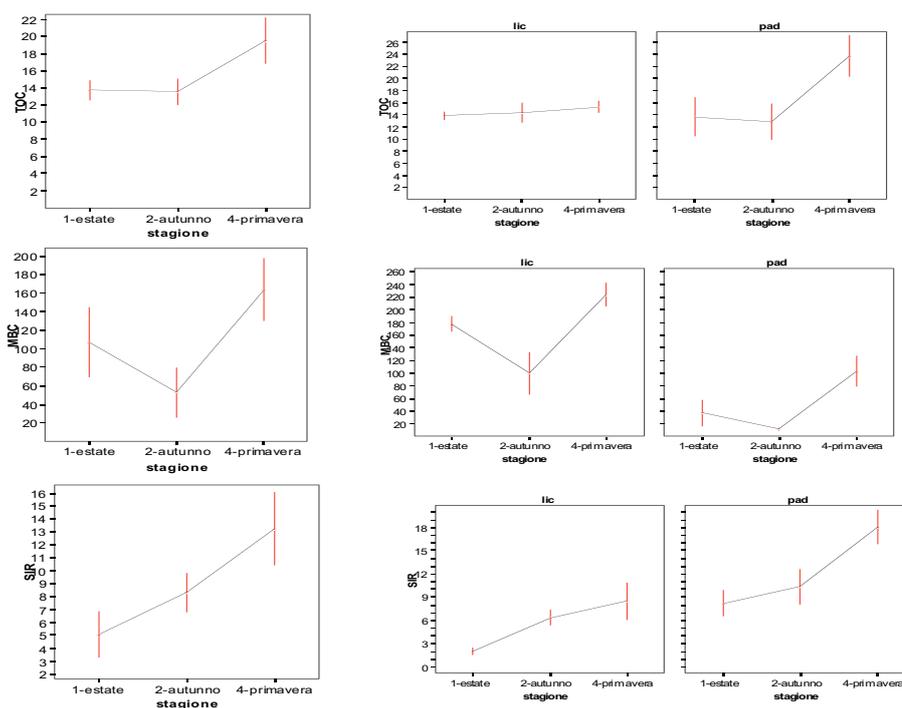
Effetto Stagione (B)

Fase B.1

La statistica descrittiva e l'analisi della varianza condotte sui dati di TOC, MBC e SIR riguardanti il foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree coincidono con Tabella A.3.1 e A.3.2, poiché i dati considerati sono gli stessi della Fase A.3 e sono elaborati con modello GLM.

Il commento e le osservazioni coincidono con quelle illustrate in fase A.3, riconoscendo un effetto estremamente significativo sia alla stagione che all'area di rischio. Gli andamenti stagionali sono illustrati in Figura B.1, supportata dal test di Duncan (Tabelle B.1.1, B.1.2 e B.1.3), che verifica in modo rigoroso in quali stagioni i parametri sono diversi significativamente e in che modo. I valori sono complessivamente crescenti nel tempo, minimi in estate per poi crescere fino alla primavera. Questo è spiegabile con l'azione della stagione calda e gli apporti di quella autunnale.

Figura B.1 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($g \cdot kg^{-1}$), MBC ($\mu g \cdot g^{-1}$) e SIR ($\mu g \cdot g^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per area. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media



Riguardo alle interazioni, tutte significative, dal punto di vista della stagione possiamo dire che le differenze stagionali non sono le stesse nelle 2 aree di rischio. Questo è evidente dalla rappresentazione grafica scorporata, ancora in Figura B.1.

Tabella B.1.1 - Test di Duncan sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset	
		1	2
2-autunn	17	13,525	
1-estate	14	13,722	
4-primav	18		19,463
Sig.		,849	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 8,617.

Tabella B.1.2 - Test di Duncan sui valori di MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset		
		1	2	3
2-autunn	17	52,62		
1-estate	14		111,29	
4-primav	18			163,51
Sig.		1,000	1,000	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 623,324.

Tabella B.1.3 -Test di Duncan sui valori di SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio in estate – autunno – primavera nelle 2 aree. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset		
		1	2	3
1-estate	14	4,99		
2-autunn	17		8,33	
4-primav	18			13,24
Sig.		1,000	1,000	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 5,651.

Fase B.2

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR misurati nei soli siti licatesi coltivati a pomodoro in estate e autunno sono riportati nelle tabelle B.2.1 e B.2.2 (adattato da SPSS®).

Tabella B.2.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a pomodoro in estate e autunno

	Stagione	Mean	Std. Deviation	N
TOC	1-estate	7,184	2,776	9
	2-autunno	7,061	2,343	9
	Total	7,123	2,493	18
MBC	1-estate	84,38	56,84	9
	2-autunno	39,34	15,51	9
	Total	61,86	46,59	18
SIR	1-estate	3,50	1,04	9
	2-autunno	3,94	1,34	9
	Total	3,72	1,19	18

Tabella B.2.2 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a pomodoro in estate e autunno

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	,068(a)	1	,068	,010	,920
	MBC	9132,221(b)	1	9132,221	5,262	,036
	SIR	,860(c)	1	,860	,597	,451
Intercept	TOC	913,197	1	913,197	138,390	,000
	MBC	68880,615	1	68880,615	39,687	,000
	SIR	248,935	1	248,935	172,677	,000
Stagione	TOC	,068	1	,068	,010	,920
	MBC	9132,221	1	9132,221	5,262	,036
	SIR	,860	1	,860	,597	,451
Error	TOC	105,580	16	6,599		
	MBC	27769,237	16	1735,577		
	SIR	23,066	16	1,442		
Total	TOC	1018,845	18			
	MBC	105782,073	18			
	SIR	272,861	18			
Corrected Total	TOC	105,648	17			
	MBC	36901,458	17			
	SIR	23,926	17			

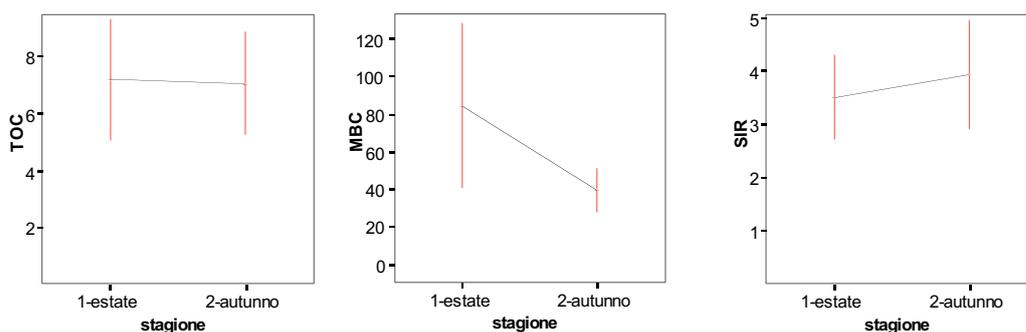
a R Squared = ,001 (Adjusted R Squared = -,062)

b R Squared = ,247 (Adjusted R Squared = ,200)

c R Squared = ,036 (Adjusted R Squared = -,024)

Solo su MBC il passaggio dall'estate all'autunno mostra una differenza significativa $p=0,35$, diminuendo in autunno, forse per la rimozione dei tunnel di protezione. I dati sono rappresentati graficamente in Figura B.2.

Figura B.2 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($g \cdot kg^{-1}$), MBC ($\mu g \cdot g^{-1}$) e SIR ($\mu g \cdot g^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a pomodoro in estate e autunno. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95% con la media



Fase B.3

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti i siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni sono riportati nelle tabelle B.3.1 e B.3.2 (adattato da SPSS®).

Tabella B.3.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($g \cdot kg^{-1}$), MBC ($\mu g \cdot g^{-1}$) e SIR ($\mu g \cdot g^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni

	Stagione	Mean	Std. Deviation	N
TOC	1-estate	13,839	,817	8
	2-autunno	14,290	2,209	8
	3-inverno	15,604	2,789	9
	4-primavera	15,266	1,327	9
	Total	14,790	2,003	34
MBC	1-estate	177,52	16,64	8
	2-autunno	99,24	40,04	8
	3-inverno	193,58	25,10	9
	4-primavera	223,83	24,37	9
	Total	175,61	53,22	34
SIR	1-estate	1,96	,69	8
	2-autunno	6,13	1,21	8
	3-inverno	8,44	1,20	9
	4-primavera	8,46	3,03	9
	Total	6,38	3,17	34

Tabella B.3.2: General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	17,252(a)	3	5,751	1,499	,235
	MBC	70528,485(b)	3	23509,495	30,728	,000
	SIR	233,579(c)	3	77,860	23,774	,000
Intercept	TOC	7371,113	1	7371,113	1920,868	,000
	MBC	1020412,056	1	1020412,056	1333,741	,000
	SIR	1322,560	1	1322,560	403,844	,000
Stagione	TOC	17,252	3	5,751	1,499	,235
	MBC	70528,485	3	23509,495	30,728	,000
	SIR	233,579	3	77,860	23,774	,000
Error	TOC	115,122	30	3,837		
	MBC	22952,248	30	765,075		
	SIR	98,248	30	3,275		
Total	TOC	7569,584	34			
	MBC	1141991,145	34			
	SIR	1714,539	34			
Corrected Total	TOC	132,373	33			
	MBC	93480,733	33			
	SIR	331,826	33			

a R Squared = ,130 (Adjusted R Squared = ,043)

b R Squared = ,754 (Adjusted R Squared = ,730)

c R Squared = ,704 (Adjusted R Squared = ,674)

Le differenze stagionali sono significative per MBC e SIR, ma non per TOC. Questo è spiegabile col fatto che MBC e SIR sono parametri direttamente legati alla flora microbica, che risente delle variazioni stagionali, mentre TOC è una dotazione complessiva che si mostra quindi più stabile nel tempo. I dati sono rappresentati graficamente in Figura B.3; per verificare in quali stagioni i parametri sono diversi e in che modo, la rappresentazione grafica è supportata dal test di Duncan (Tabelle B.3.3, B.3.4 e, B.3.5).

L'andamento sia di MBC che di SIR, le due variabili che hanno differenze stagionali significative, appare crescente dall'estate alla primavera, pur con una inflessione di MBC nella stagione autunnale. Questa tendenza è spiegabile con l'influenza dell'andamento meteorologico sulla microflora, che dopo l'abbattimento estivo via via si riprende e incrementa gradualmente.

Figura B.3 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media

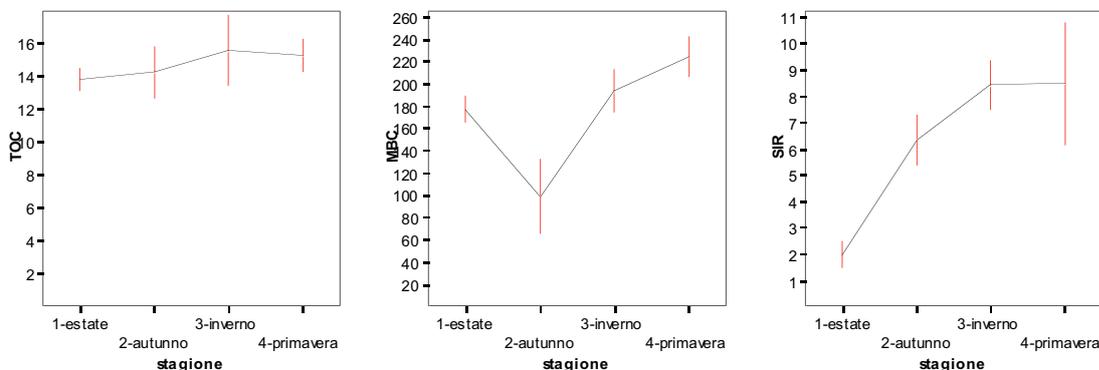


Tabella B.3.3 - Test di Duncan sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset
		1
1-estate	8	13,839
2-autunno	8	14,290
4-primavera	9	15,266
3-inverno	9	15,604
Sig.		,099

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 3,837.

Tabella B.3.4 - Test di Duncan sui valori di MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset		
		1	2	3
2-autunno	8	99,23		
1-estate	8		177,52	
3-inverno	9		193,58	
4-primavera	9			223,83
Sig.		1,000	,241	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 765,075.

Tabella B.3.5 - Test di Duncan sui valori di SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio nelle 4 stagioni. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Stagione	N	Subset		
		1	2	3
1-estate	8	1,96		
2-autunno	8		6,13	
3-inverno	9			8,44
4-primavera	9			8,46
Sig.		1,000	1,000	,981

Means for groups in homogeneous subsets are displayed. Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 3,275.

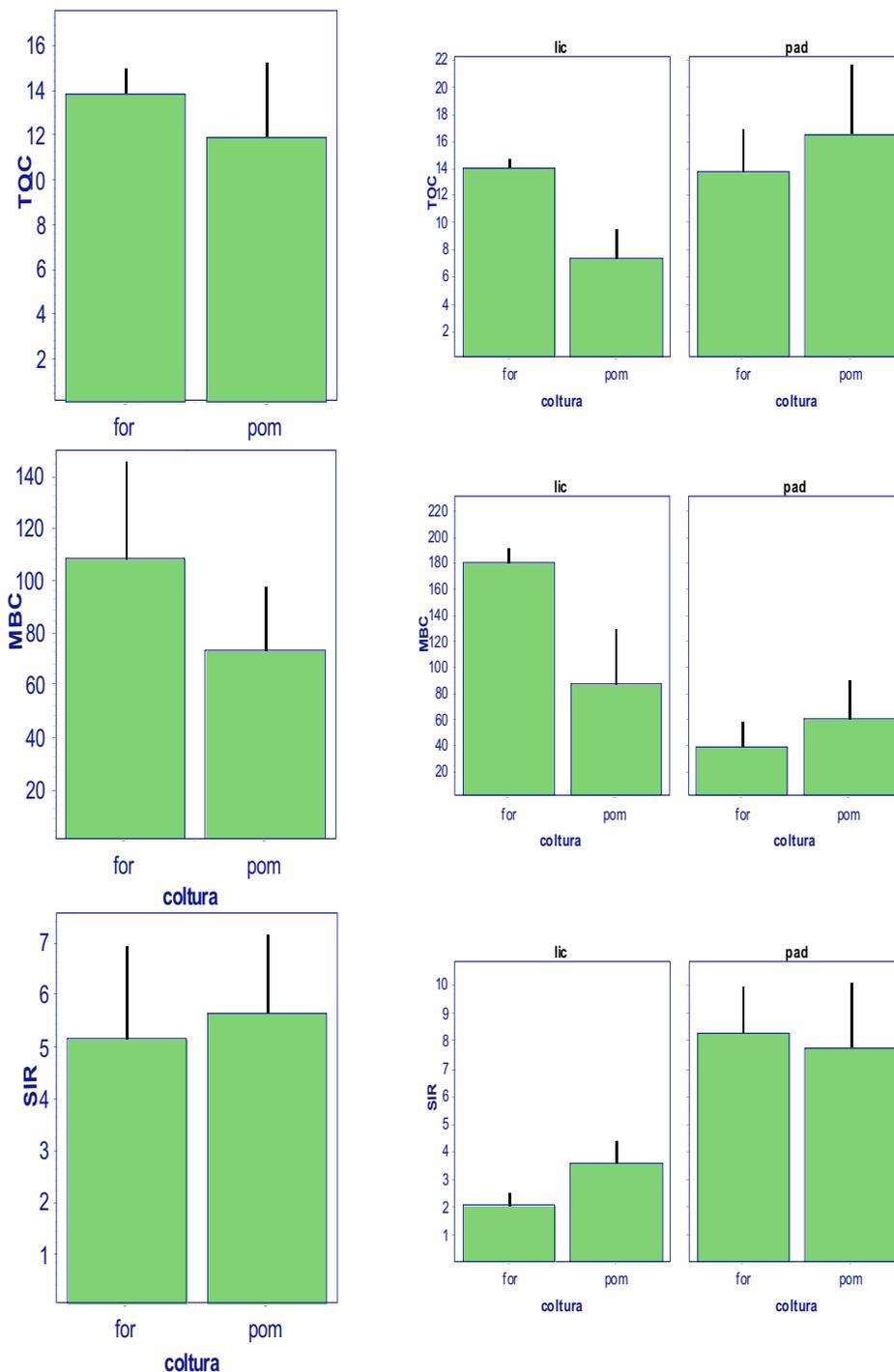
Effetto coltura (C)

Fase C.1

La statistica descrittiva e l'analisi della varianza condotte sui dati di TOC, MBC e SIR sui siti coltivati a foraggio e pomodoro prelevati in estate da entrambe le aree coincidono rispettivamente con Tabella A.1.1 e A.1.2, poiché i dati considerati sono gli stessi della Fase A.1 e sono elaborati con modello GLM.

Il commento e le osservazioni coincidono con quelle illustrate in fase A.1, ossia la coltura ha un effetto complessivo solo su MBC, a differenza dell'area che ha effetto significativo su tutti e 3 i parametri. Le interazioni significative ci rivelano però una diversità di comportamenti che la rappresentazione grafica di Figura C.1 fa risaltare, con gli evidenti andamenti speculari. Risulta chiaro che le differenze complessive tra colture non posso esprimersi perché nelle due aree l'influenza è opposta e si compensano le variazioni. Durante l'estate la respirazione è penalizzata nel foraggio licatese presumibilmente per lo stress cui la flora microbica attiva è sottoposta, che è minore sotto i tunnel; viceversa la dotazione di C come TOC e MBC, è maggiore nei terreni coltivati a foraggio di leguminose. Nell'area padana, il fenomeno è invertito, presumibilmente per la grande cura nella concimazione organica testimoniata dagli orticoltori, mentre i terreni a foraggio, anche se sono di secondo anno, risentono dello sfruttamento avuto dalle precedenti coltivazioni a mais o altra coltura impoverente il terreno; il foraggio è infatti considerato una coltura di riposo.

Figura C.1 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per area. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media

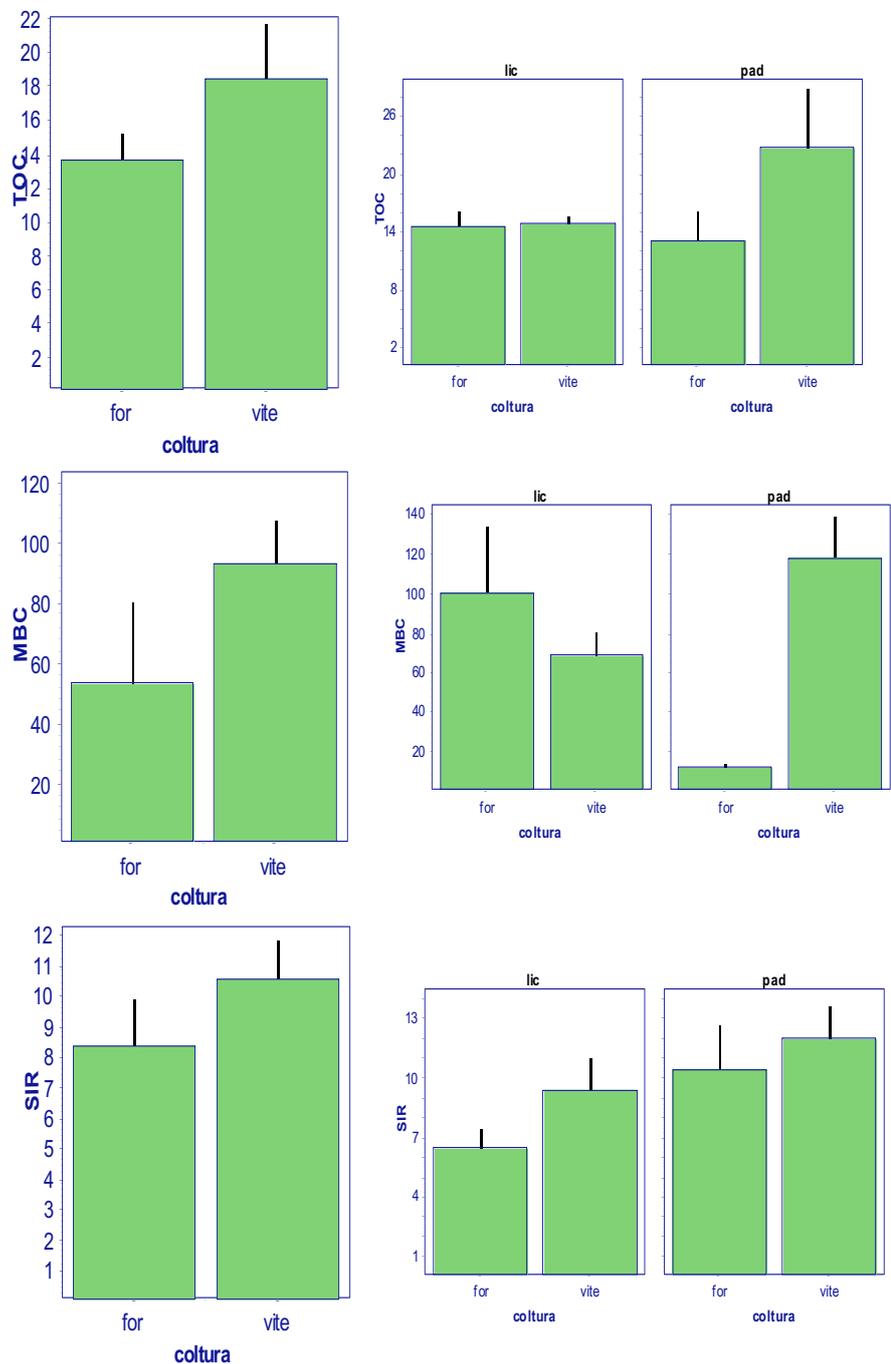


Fase C.2

La statistica descrittiva e l'analisi della varianza condotte sui dati di TOC, MBC e SIR sui siti coltivati a foraggio e vite prelevati in autunno da entrambe le aree coincidono rispettivamente con Tabella A.2.1 e A.2.2, poiché i dati considerati sono gli stessi della Fase A.2 e sono elaborati con modello GLM.

Il commento e le osservazioni coincidono con quanto illustrato nella Fase A.2, con effetto significativo della coltura su tutti i parametri in studio. La rappresentazione grafica della Figura C.2 illustra le varie differenze: i valori più elevati appartengono tutti alla vite, coltura più accudita dal punto di vista agronomico, con differenze estremamente rilevanti soprattutto nell'area padana.

Figura C.2 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi a foraggio e vite in autunno nelle 2 aree, sia aggregate sia ripartite per area. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media



Fase C.3

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti i siti licatesi coltivati a foraggio, a pomodoro e a vite prelevati in autunno sono riportati nelle tabelle C.3.1 e C.3.2 (adattato da SPSS®).

Tabella C.3.1 - Statistica Descrittiva dei valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi alla Fase C.3

	Coltura	Mean	Std. Deviation	N
TOC	for	14,290	2,209	8
	pom	7,061	2,343	9
	vite	14,552	1,385	15
	Total	12,380	3,850	32
MBC	for	99,23	40,04	8
	pom	39,34	15,51	9
	vite	67,57	22,43	15
	Total	67,55	33,79	32
SIR	for	6,13	1,21	8
	pom	3,94	1,34	9
	vite	9,23	3,04	15
	Total	6,97	3,21	32

Tabella C.3.2 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio, pomodoro e vite prelevati in autunno

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	TOC	354,525(a)	2	177,262	49,004	,000
	MBC	15195,725(b)	2	7597,862	10,914	,000
	SIR	165,033(c)	2	82,516	15,592	,000
Intercept	TOC	4257,218	1	4257,218	1176,897	,000
	MBC	140348,626	1	140348,626	201,609	,000
	SIR	1230,215	1	1230,215	232,461	,000
Coltura	TOC	354,525	2	177,262	49,004	,000
	MBC	15195,725	2	7597,862	10,914	,000
	SIR	165,033	2	82,516	15,592	,000
Error	TOC	104,902	29	3,617		
	MBC	20188,154	29	696,143		
	SIR	153,472	29	5,292		
Total	TOC	5363,492	32			
	MBC	181381,991	32			
	SIR	1871,825	32			
Corrected Total	TOC	459,427	31			
	MBC	35383,879	31			
	SIR	318,505	31			

a R Squared = ,772 (Adjusted R Squared = ,756)

b R Squared = ,429 (Adjusted R Squared = ,390)

c R Squared = ,518 (Adjusted R Squared = ,485)

L'effetto della coltura è estremamente significativo su tutti e tre i parametri in studio ($p < 0,001$), e le differenze sono mostrate nella rappresentazione grafica di Figura C.3, col supporto del Duncan test (Tabelle C.3.4, C.3.4 e C.3.5). Il pomodoro mostra i valori minori per tutti i parametri, si riscontrano nei siti coltivati a pomodoro, non più protetti dai tunnel come illustrato nella precedente fase C.1.

Figura C.3 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio, pomodoro e vite prelevati in autunno. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media

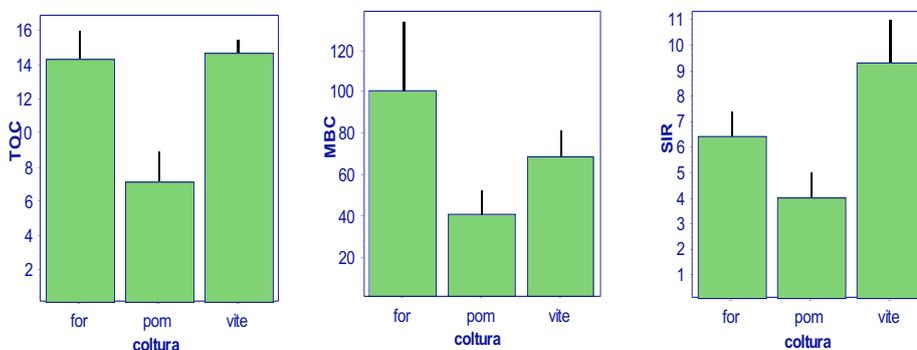


Tabella C.3.3 - Test di Duncan sui valori di TOC ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio, pomodoro e vite prelevati in autunno. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Coltura	N	Subset	
		1	2
pom	9	7,061	
For	8		14,290
Vite	15		14,552
Sig.		1,000	,761

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 3,617.

Tabella C.3.4 - Test di Duncan sui valori di MBC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio, pomodoro e vite prelevati in autunno. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Coltura	N	Subset		
		1	2	3
pom	9	39,34		
vite	15		67,57	
for	8			99,23
Sig.		1,000	1,000	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 696,143.

Tabella C.3.4 - Test di Duncan sui valori di SIR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) relativi ai siti licatesi coltivati a foraggio, pomodoro e vite prelevati in autunno. Le medie sono distribuite in sottoinsiemi omogenei

Coltura	N	Subset		
		1	2	3
pom	9	3,94		
for	8		6,13	
vite	15			9,23
Sig.		1,000	1,000	1,000

Based on Type III Sum of Squares The error term is Mean Square(Error) = 5,292.

6 – APPROFONDIMENTO BIOLOGICO: VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ CON INDICE QBS-Ar

Introduzione: i bioindicatori

La letteratura scientifica cominciò ad occuparsi dei bioindicatori del suolo all'inizio del secolo scorso (Kolkwitz e Marsson, 1902). Tuttavia, dopo un "boom" teorico più che applicativo negli anni '70/'80, solo recentemente lo sviluppo di sistemi biologici per il suolo ha ricevuto nuovo interesse (Pankhurst *et al.*, 1997; van Straalen e Krivolutsky, 1996). Ciò può essere dovuto al fatto che solo da poco gli ecologi del suolo hanno applicato alcune delle loro esperienze alla valutazione dei siti contaminati e ai problemi del degrado del suolo (van Straalen, 1998).

I microartropodi edafici hanno un ruolo chiave come componente attiva del suolo (Bardget *et al.* 1998, Paletti 1988, Parisi 1974): è noto che sono in numero elevato e che hanno funzioni importanti sia nella formazione del suolo sia nella trasformazione della sostanza organica; perciò sono stati usati come indicatori del suolo (Büchs 2003, Büchs *et al.* 2003, Cortet *et al.* 1999). Tra i vari indicatori, l'indice QBS (Parisi 2001) si distingue perché considera unitamente i microartropodi del suolo, ed è quello che è stato adoperato nel presente lavoro.

Problematiche connesse ai bioindicatori

Mancano però, ancora ad oggi, procedure condivise e codificate per l'Analisi del Rischio Ecologico, esistendo incertezze circa l'estrapolazione dei risultati dal laboratorio al campo, la disomogeneità delle condizioni dei test ecotossicologici, la scarsa attendibilità dei modelli proposti, le opinioni contraddittorie degli esperti e, fondamentale, la cronica mancanza di conoscenze di base sul bioma del suolo (Migula, 1996; van Straalen, 1996).

Secondo Pearson (1994), i gruppi animali da utilizzare per monitorare l'ecosistema a livello di comunità dovrebbero:

- avere una tassonomia ben conosciuta e stabile
- essere noti in tutti gli aspetti principali della loro storia naturale
- essere facili da campionare, manipolare e identificare
- avere taxa maggiori (genere, famiglia, ordine) diffusi ampiamente sia da un punto di vista geografico sia nel numero di habitat
- avere i taxa minori (specie, sottospecie) specializzati e sensibili ai cambiamenti ambientali
- avere un elevato significato economico
- avere modelli di biodiversità riflessi da altri taxa vicini o no.

A fronte di una dettagliata analisi delle popolazioni presenti e di un'accurata rappresentazione delle rispettive valenze ecologiche, l'uso di indici biotici per la microfauna pone diversi problemi, quali l'incompleta descrizione di molti taxa

(incertezza sistematica), la mancata definizione di accurati modelli di distribuzione degli organismi sul terreno (incertezza spaziale), la difficoltà ad arrivare ad un'elaborazione sufficientemente robusta dell'indice, senza avere una completa conoscenza sistematica dei gruppi (incertezza formativa). Infine, come sottolineano Gupta e Yeates, 1997, c'è la necessità di un sito di riferimento (controllo) in ogni investigazione per una interpretazione conclusiva, come nelle sperimentazioni chimiche, che però non può essere generalmente costituita in laboratorio.

Per valutare la qualità ecologica del suolo non vanno mai presi in considerazione i singoli livelli trofici (van Straalen e Bergema, 1995; Rutgers et al., 2000). Sono state provate diverse formule per calcolare il consumo alimentare degli organismi edafici (Edwards *et al.*, 1970), verificando che esistono differenze tra e all'interno dei diversi *taxa*, e tra le diverse abitudini alimentari, ed inoltre che non è la quantità di cibo consumato che andrebbe calcolata, quanto quella assimilata, che andrebbe correlata con la superficie corporea o con il peso. Già Balogh (1959) affermava in proposito che i microartropodi (principalmente collemboli e acari) consumano fino a 40 volte più lettiera di quanta, nello stesso tempo, ne consumano animali di dimensioni maggiori.

L'attività dei microartropodi, inoltre, aumenta la superficie a disposizione dei microrganismi di ben 10.000 volte, ed è ormai assodato che lo sviluppo delle colonie di microrganismi trae benefici enormi dalla presenza degli invertebrati edafici (Coleman e Crossley, 1996).

Le catene alimentari

Il numero di livelli della catena alimentare di pascolo (3-4: autotrofi, erbivori, carnivori di 1°, 2° ed eventuale 3° ordine) è assai inferiore a quello della catena di detrito che, invece, facilmente supera i 7 livelli (Pimm, 1984). La zoocenosi edafica è, infatti, uno dei sistemi più complessi esistenti in natura, paragonabile solo alla rete alimentare che si incontra nella colonna d'acqua superiore degli oceani (Margalef, 1974).

Molti organismi edafici sono vicarianti, cioè i loro ruoli trofici possono sovrapporsi e sostituirsi (Wallwork, 1970; Moore e de Ruiter, 1991): se per una popolazione le condizioni ambientali sono insoddisfacenti, è facile che il suo ruolo ecologico venga svolto da un'altra popolazione, già presente, o da popolazioni che si spostano da aree vicine (Abugov, 1982; Moore *et al.*, 1988; Polis e Strong, 1996).

Spesso le specie occupano diversi livelli trofici: ad esempio il ciclo biologico degli acari (Oribatida, Galumnidae) è costituito dagli stadi Uovo – Prelarva – Larva – Protoninfa – Deutoninfa – Tritoninfa – Adulto, con abitudini alimentari molto diverse.

Biocenosi – Edaphon

La pedofauna può essere suddivisa in base alle dimensioni o all'ambiente di vita (Bullini *et al.*, 1998):

- hyperedaphon, che vive nella bassa vegetazione, ma talora si trova nell'ambiente edafico;
- epiedaphon, che vive sulla superficie del suolo (in genere nella lettiera);

- hemiedaphon, che vive a media profondità, fino agli strati superficiali del suolo;
- euedaphon, che vive negli strati profondi del suolo

La pedofauna può essere classificata anche in base alla parte edafica del ciclo biologico (Parisi, 1974, Bullini et al., 1998):

gli *edafobi* compiono tutto il loro ciclo nel suolo;

gli *edafofili* possono trovare condizioni favorevoli nel suolo, ma spesso vivono in altri ambienti;

gli *edafossen* trascorrono nel suolo stadi particolari (ad es. come larve o pupe, detti pure Geofili attivi), oppure periodi di ibernazione (Geofili inattivi).

A fronte dei già numerosi indicatori fisico-chimici disponibili (Gisotti, 1997; Pagliai, 1997; Violante, 1999; ANPA, 2002), sono state sviluppate, proposte e validate per il suolo diverse forme di indici e indicatori biologici, che possono essere basati sulle piante, sui microrganismi (batteri, funghi), sulla microfauna, sulla mesofauna, sulla macrofauna o su più forme comprendenti diversi livelli trofici, disposti a diversi livelli di rete ecologica.

Indici basati su microreti ecologiche

Le microreti sono composte da microrganismi (batteri, alghe, funghi) e microfauna, hanno qualche centimetro cubico come area di azione, e il loro habitat sono la lettiera superficiale, la rizosfera o la pellicola d'acqua che riveste le porosità del suolo.

Il loro ruolo è la formazione di associazioni di specie (micorrize, noduli radicali ecc.) che esercitano funzioni indispensabili, ed hanno un tempo ecologico (tempo di sviluppo di una sequenza successionale) di giorni o mesi. Il tempo di turnover biologico (tempo necessario ai flussi di nutrienti per ricolmare le riserve consumate) va da un giorno ad una settimana.

Sono costituiti da microfauna che si ciba di batteri, funghi, protozoi e radici, in particolare Protozoi (10 milioni di Amebe per mq, 1 milione di Ciliati per grammo di suolo; 3 grammi di Protozoi per mq di prato; 20 grammi per mq di suolo forestale), Tardigradi (da 50 a 500 per mq), Nematodi (10 milioni per mq in prati, 30 milioni per mq in suoli di foresta; 1 grammo per mq).

La microfauna considerata negli indici vive negli ambienti acquatici collegati al suolo, quali il velo d'acqua che ricopre le particelle di suolo, i pori più minuti, il terreno sotto il livello della falda acquifera (hydrobios o geoidrobionti); tale microfauna è isolata dal campione mediante l'apparato estrattore di Bearmann.

Rivolti ad utilizzatori esperti, tali indici (ad es. il WCI, il Maturity Index e MI 2-5 ecc.) sono focalizzati sui due gruppi più frequenti ed assai abbondanti nei suoli: i protozoi ed i nematodi a vita libera (Bongers, 1980; Wodarz et al., 1992; Ettema e Bongers, 1993; de Goede e Bongers, 1995; Korthals et al., 1996; Gupta e Yeats, 1997; Pankhurst et al., 1997).

Test in microcosmo sono stati ideati e provati per diversi protozoi (appartenenti ai generi *Cercomonas*, *Acanthamoeba* e *Colpoda*) (Ekelund et al., 1995).

Gli studi in situ sui nematodi hanno prodotto diversi Indici di Maturità, che possono essere usati nei monitoraggi del suolo, in quanto sono in grado di riflettere i cambiamenti nelle condizioni edafiche e fornire dati sul funzionamento del suolo. A fronte di una dettagliata analisi delle popolazioni presenti e di un'accurata rappresentazione delle rispettive valenze ecologiche, l'uso di tali indici pone diversi problemi, come l'incompleta descrizione di molti taxa (incertezza sistematica), la mancanza di definizione di accurati modelli di distribuzione degli organismi sul terreno (incertezza spaziale), la difficoltà ad arrivare ad un'elaborazione sufficientemente robusta dell'indice, senza avere una completa conoscenza sistematica dei gruppi (incertezza formativa).

Indici basati su mesoreti ecologiche

Le mesoreti sono composte da mesofauna, forme larvali di macrofauna, e hanno un'area d'azione che va da pochi centimetri a qualche metro. Il loro habitat è la lettiera, la rizosfera e il suolo. Il loro tempo ecologico va da una settimana a qualche mese, e quello di turnover biologico va da pochi giorni a mesi. Hanno il ruolo di regolare e disseminare le microreti, aprire e rivestire i canali di aerazione del suolo, tritare e digerire la materia organica in decomposizione (che aumenta la superficie attaccabile dai microrganismi), formare complessi organici ed organo-minerali, che sequestrano alcune sostanze e ne mobilizzano altre.

Gli indici basati sulla mesofauna prendono in considerazione fondamentalmente i seguenti taxa:

- Enchytraeidae (300.000 indiv. o 50 g per mq di suolo di brughiera, 200.000 indiv. o 35 g per mq di prato)
- Acari (microartropodi dominanti nella maggior parte dei suoli, onnivori, più abbondanti in suoli di tipo 'Mor' che in 'Mull', da 100.000 a 600.000 per mq in suoli di foresta, 2 grammi per mq)
- Collembola (fungivori e batterivori, da 40.000 a 70.000 per mq di prato, fino a 500.000 per mq in suoli di foresta a conifere)
- Pauropoda (da 20 a 2.000 per mq)
- Symphyla (fino a 1.000 per mq in suoli prativi, fino a 3.000 per mq in suoli di foresta)

Esistono anche indici specialistici, focalizzati su pochi gruppi, come il rapporto Acari/Collemboli, il rapporto Oribatei/altri Acari (Aoki et al., 1977), l'analisi della biodiversità degli acari oribatei (Bernini et al., 1995; van Straalen, 1997; Behan Pelletier, 1999; Knoepp et al., 2000), ed infine indici complessivi, che analizzano la comunità edafica od almeno una cenosi abbastanza ampia.

Gli indici specialistici impongono un notevole sforzo nella determinazione dei gruppi sistematici, per cui hanno avuto uno sviluppo solo in gruppi di ricerca specializzati.

Gli indici complessivi risentono in misura inferiore dei problemi legati all'identificazione sistematica dei *taxa* esaminati, anche se questo potrebbe determinare delle incertezze nell'esatta valutazione dell'indice.

Indici a livello di macroreti ecologiche

Sono composte da macrofauna, megafauna, hanno un'area d'azione che va da qualche metro a 1 chilometro. Il loro Habitat è la lettiera, il suolo, la rizosfera. Hanno tempo ecologico che va da qualche settimana a mesi, e tempo di turnover biologico da mesi anche ad anni. Il loro ruolo è la formazione di complessi organo-minerali, inoltre possono modificare in modo notevole anche ampi tratti di terreno, scavando cavità che permettono una circolazione agevolata dell'acqua; consumando in misura rilevante la sostanza organica in decomposizione e controllando in numero e qualità le sottostanti reti.

Gli indici Basati sulla macrofauna prendono in considerazione fondamentalmente:

- Gasteopoda (Si cibano di vegetali in decomposizione; ca. 15 per mq nei prati, ca. 450 per mq in suoli di foresta) - Bioaccumulatori
- Isopoda (da 500 a 1.500 per mq nei prati, fino a 3.000 per mq in suoli di foresta)
- Aranaea (fino a 480 per mq nelle brughiere)
- Diplopoda (ca. 20 per mq in prati pascolati, ca. 100 per mq in prati non pascolati, oltre 100 per mq in suoli di foresta)
- Chilopoda (ca. 120 per mq di suolo prativo, 150 e oltre in foresta)
- Coleoptera (fino a 2 - 3.000 per mq in prati e brughiere non pascolati, livelli considerevolmente inferiori nei suoli agricoli)
- Hymenoptera (si cibano di artropodi e secrezioni vegetali, nettare ecc. Importanti per i movimenti di terra, le specie dei boschi creano grandi cumuli di compost che spesso rimangono anche dopo la scomparsa delle formiche)
- Lumbricidae (fino a 2.000 individui, e 305 g per mq, nei pascoli e negli orti, numeri inferiori negli altri suoli) che promuovono l'aerazione e il drenaggio del suolo.
- Lombrichi, molluschi, isopodi, miriapodi, ragni, coleotteri, formiche e termiti sono stati utilizzati per caratterizzare aree di grandi dimensione (Read et al., 1987; Beylich et al., 1995; Paoletti et al., 1995; Blair et al., 1996; Spurgeon et al., 1996; Andersen, 1997; Doube e Schmidt, 1997; Groppali, 1999; Paoletti e Hassal, 1999).

Lumache e chioccioline (molluschi gasteropodi terrestri) si spostano sulla superficie del suolo mangiando piante e detrito, ma parte del loro ciclo biologico (riposo, rifugio, deposizione delle uova, sviluppo embrionale, ibernazione) ha luogo nel suolo, dal quale assorbono nutrienti e contaminanti.

Sono considerati bioindicatori molto validi in quanto: hanno un ampio areale, sono semplici da raccogliere, hanno elevate capacità di bioaccumulo e dieta fitofaga o saprofaga. (Berger e Dallinger, 1993; Cortet et al., 1999). I lombrichi sono pure considerati buoni indicatori, dato che quasi ogni suolo contiene almeno una specie di lombrico. Nelle zone temperate si trovano forme epigee (scavano gallerie orizzontali), endo- o ipogee (si caratterizzano per le gallerie verticali, che terminano in profondità con una camera ricoperta di muco) e aneciche (scavano gallerie verticali permanenti, profonde alcuni metri, con pareti cementate da muco).

Uno dei problemi sul campo è il metodo di estrazione dal suolo, che implica spesso l'uso di sostanze tossiche quali l'aldeide formica, o di cariche elettriche applicate al suolo. Gli isopodi sono detritivori o microfitofagi ma fortemente legati agli ambienti umidi, il che potrebbe limitare il loro uso negli studi *in situ*. Sono considerati particolarmente interessanti per la loro capacità di accumulare metalli e la loro abbondanza in alcuni suoli.

Gli insetti olometaboli sono spesso presenti nel suolo solo per una particolare fase del loro sviluppo ed in genere sono considerati degli scarsi accumulatori. Tuttavia, alcuni studi sono stati intrapresi per l'uso in laboratorio sul coleottero cetonide *Oxythrea funesta* (Martinet e Pandard, 1996), e i coleotteri xilofagi possono essere usati come bioindicatori della qualità delle foreste (Brustel, 1998). Inoltre, un test di laboratorio è stato standardizzato in agricoltura usando adulti di stafilinidi (*Aleochara bilineata*) (Samsøe-Petersen, 1987, 1993).

I Coleotteri Carabidi (considerati ottimi bioindicatori) vengono catturati tramite le cosiddette "trappole a caduta" (*pitfall traps*) che vengono disposte all'interno lungo un transetto.

Indici complessivi

Comprendono diversi livelli trofici. Ricordiamo il *Soil Health Index*, presentato nel 2000 da ricercatori canadesi al seminario internazionale sugli indicatori del suolo di Torino (CTN_SSC, 2000). È un tentativo, basato principalmente su analisi ecotossicologiche in laboratorio, più che su indicatori ecologici *in situ*, di interrelare per un uso specifico (quantificazione della salute del suolo nei siti contaminati) diversi livelli trofici: piante, microrganismi, detritivori.

L'Ufficio Ricerche e Sviluppo (ORD) dell'USEPA ha proposto nel documento EPA/620/R-99/005 (Jackson *et al.*, 2000) una lista di linee guida tecniche per valutare le condizioni ecologiche su scala regionale.

Alcuni ricercatori americani (Andreasen *et al.*, 2001) hanno individuato criteri e redatto delle conclusioni per lo sviluppo di un Indice Terrestre di Integrità Ecologica (TIEI), che dovrebbe rappresentare una comprensiva rassegna dello stato e delle funzioni dell'ecosistema.

L'indice di Qualità IQ (Casarini *et al.*, 1990; Casarini e Camerini, 1993) e il QBS_ar (Parisi, 2001; D'Avino, 2002; Gardi *et al.*, 2002) hanno già avuto un'applicazione alla realtà italiana. L'IQ (usato soprattutto in ambito agricolo) si proponeva come un tentativo di quantificare le differenze nella comunità edafica tra un sito in esame ed uno di controllo.

QBS-ar

Il QBS-ar, illustrato in dettaglio nelle seguenti sessioni di questo lavoro, ha utilizzato, come evidenziato già dal Prof. Parisi (2001), il concetto ecologico di Forma Biologica e, analizzando le convergenze morfologico-funzionali dei microartropodi edafici, ha attribuito un peso diverso ai gruppi che contribuiscono alla biodiversità della biocenosi, definendo degli indici ecomorfologici (EMI), parzialmente modificati in seguito (D'Avino, 2002, v. Tabella 6.1), la cui somma determina il valore dell'Indice QBS.

Le forme biologiche sono suddivise in base al grado di adattamento alla vita ipogea riscontrabile nelle loro caratteristiche morfologiche, senza entrare nel dettaglio delle loro caratteristiche necessarie per l'identificazione tassonomica. La comunità edafica acquisisce un punteggio tanto più elevato quante più forme biologiche coesistono nello stesso campione. La pedofauna presenta, infatti, un gradiente di adattamenti alla vita nell'ambiente endogeo.

In particolare, gli organismi edafobi tendono a presentare i seguenti caratteri (Bullini *et al.*, 1998):

- depigmentazione
- anoftalmia
- riduzione o scomparsa delle ali,
- riduzione o scomparsa delle appendici,
- riduzione o scomparsa delle setole o dei peli,
- forma generale del corpo cilindrica o fusiforme,
- igrotassia positiva,
- appendici fossorie, atte a scavare.

Maggiore è il grado di adattamento alla vita nel suolo e la complessità della comunità edafica, maggiore sarà la capacità di svolgere le funzioni ecologiche e la resilienza della comunità del suolo. La presenza/assenza degli organismi più adattati diventa un buon indicatore del livello di disturbo del suolo. Rispetto a metodi che utilizzano un solo gruppo come bioindicatore, il QBS presenta il vantaggio di non dover raggiungere il livello di specie, aumentando l'applicabilità del metodo: si riducono, infatti, sia i tempi necessari alla produzione del dato, sia i tempi per la formazione degli operatori.

Obiettivo

Obiettivo del lavoro è stato l'applicazione di un indice biologico, in particolare dell'indice QBS-Ar, alle aree a diverso rischio di desertificazione studiate nei precedenti capitoli. La scelta è nata dal desiderio di avere un approccio olistico alla valutazione del rischio di desertificazione.

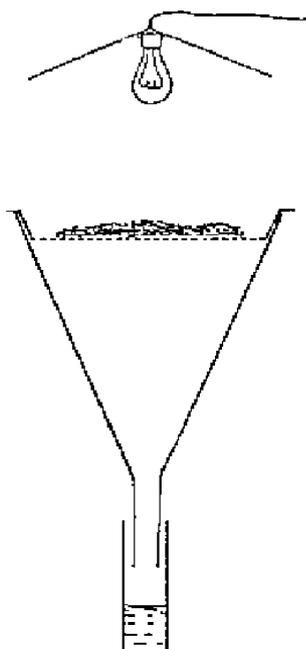
Materiali e metodi

Sono state scelte le due aree illustrate nel Capitolo 2, che ricordiamo sono una a rischio di desertificazione massimo e una a rischio minimo. I prelievi per QBS sono stati effettuati in primavera per le due aree ossia periodo meno limitante (l'andamento climatico ha un notevole effetto sui microartropodi, come evidenziato da Cortet & al., 2002, Dittmer & al., 1999, Moore & al., 1984). I prelievi delle zone settentrionali sono stati ritardati di due settimane rispetto agli altri per attendere condizioni climatiche paragonabili. In ciascuna area si sono selezionati siti coltivati a foraggio di leguminose e vite da vino, per considerare una coltura erbacea e una arborea, comunque a non eccessivo apporto antropico (è stato perciò scartato il pomodoro).

Per ogni coltura si sono effettuati campioni in 3 siti (aziende), con 3 replicati di campo. Il piano di campionamento ha ottenuto un totale di 36 campioni.

La misura dell'indice QBS è stata fatta seguendo fondamentalmente le linee di Parisi et al. (2005). Con una vanga è stato prelevato, per una profondità di 20 cm (Rusek & al. 1999), un volume cilindrico di suolo pari a circa 3500 cm³, riposto nel setaccio del selettore di Berlese rappresentato in Figura 6.1 (Edwards & al. 1967), trasferito in laboratorio nel più breve tempo possibile e posto nel selettore stesso; tempi e luoghi di campionamento sono illustrati fase per fase. I microartropodi, raccolti in provetta contenenti circa 30 mL di alcool etilico, sono stati identificati e contati con uno stereomicroscopio (ingrandimento 60X) secondo modalità pubblicate (Gardi & al. 2002; Parisi & al. 2005).

Figura 6.1 - Selettore di Berlese: il terreno è posto sopra ad un setaccio e l'essiccazione progressiva dovuta alla lampada spinge i microartropodi a scendere fino a cadere nell'alcool



Il valore di QBS è stato calcolato sulla base dei punteggi assegnati secondo i valori degli indici ecomorfologici EMI (Gardi & al. 2002; Parisi & al. 2005), riportati in Tabella 6.1.

Sui dati di QBS è stata eseguita l'analisi della varianza (ANOVA) usando il pacchetto SPSS e SAS ©. Ai dati QBS è stato applicato un modello GLM tipo III, dell'analisi della varianza (PROC GLM, SAS Institute 1985), con variabili classificadorie fixed.

Un fattore fisso ha livelli determinati dall'operatore, mentre un fattore random ha livelli che sono scelti casualmente dalla popolazione di tutti i livelli possibili (Sit, 1995). Nel modello fisso, le variabili fixed sono quelle per le quali interessa il confronto tra gli specifici livelli della variabile confrontati, mentre le variabili random sono quelle per le quali interessa soltanto una valutazione della variabilità.

Tabella 6.1 - Indice Eco-Morfologico (EMI - da Parisi, 2001): punteggio compreso tra 1 e 20, in relazione al grado di adattamento al suolo

Gruppo	EMI
Proturi	20
Dipluri	20
Collemboli	1-20
Microcoryphia	10
Zygentomata	10
Dermatteri	1
Ortotteri	1-20
Embiotteri	10
Blattodei	5
Psocotteri	1
Emitteri	1-10
Tisanotteri	1
Coleotteri	1-20
Imenotteri	1-5
Ditteri (larva)	10
Altri olometaboli (larva)	10
Altri olometaboli (adulti)	1
Pseudoscorpioni	20
Palpigradi	20
Opilioni	10
Araneidi	1-5
Acari	20
Isopodi	10
Diplopodi	10-20
Paupodi	20
Sinfili	20
Chilopodi	10-20

Risultati e discussione

I risultati dell'elaborazione statistica dei dati TOC, MBC e SIR riguardanti foraggio e pomodoro in estate nelle 2 aree sono riportati nelle Tabelle 6.2 e 6.3 (adattato da SPSS®).

Tabella 6.2 - Statistica Descrittiva dei valori di QBS-Ar

area	coltura	Mean	Std. Deviation	N
lic	for	73,2222	38,08470	9
	vite	132,5556	20,29847	9
	Total	102,8889	42,52458	18
pad	for	115,2222	32,64498	9
	vite	142,2222	48,64868	9
	Total	128,7222	42,52308	18
Total	for	94,2222	40,63258	18
	vite	137,3889	36,50163	18
	Total	115,8056	43,91148	36

Tabella 6.3 - General Linear Model, Tests of Between-Subjects Effects, sui valori di QBS-Ar

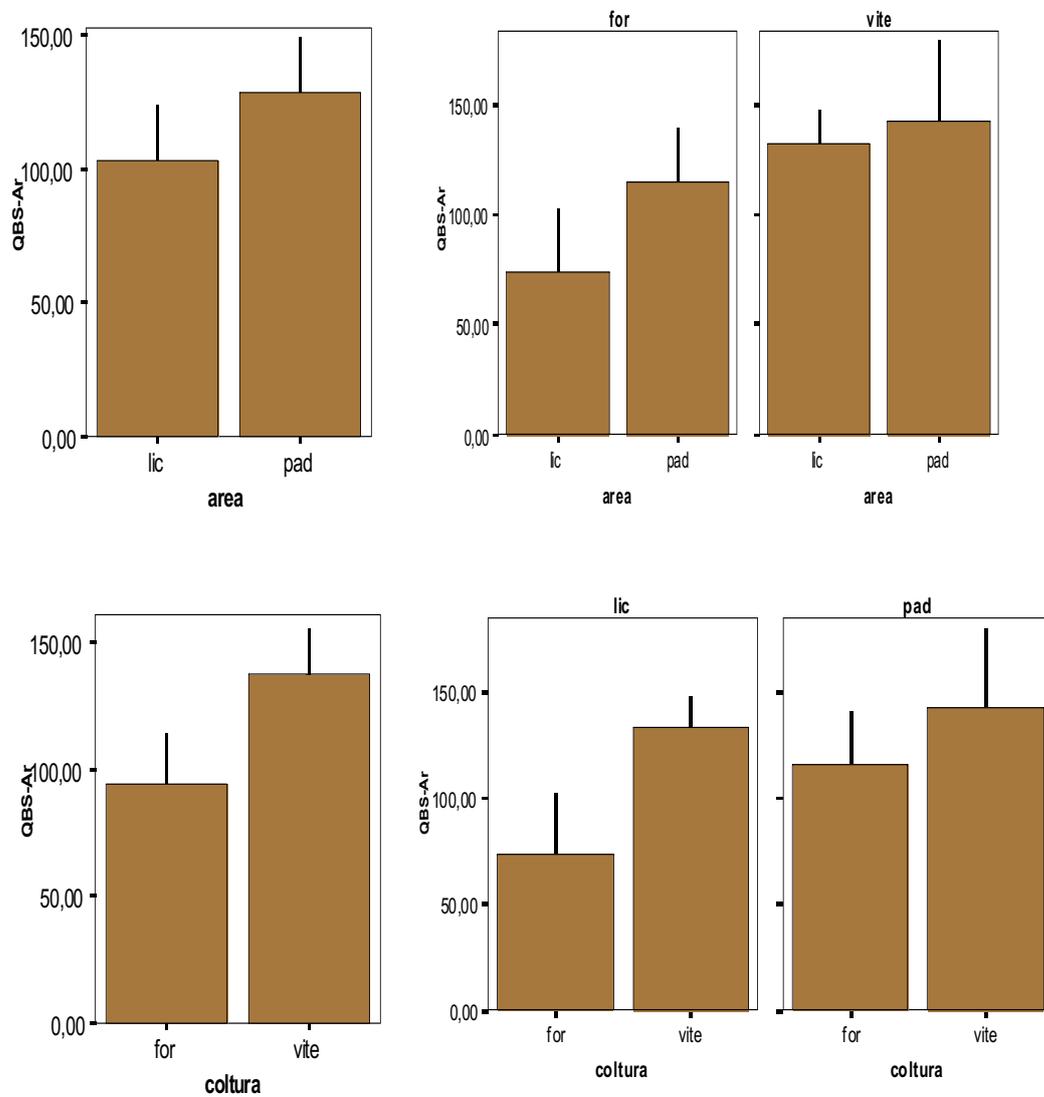
Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	25128,750(a)	3	8376,250	6,328	,002
Intercept	482793,361	1	482793,361	364,726	,000
area	6006,250	1	6006,250	4,537	,041
coltura	16770,250	1	16770,250	12,669	,001
area * coltura	2352,250	1	2352,250	1,777	,192
Error	42358,889	32	1323,715		
Total	550281,000	36			
Corrected Total	67487,639	35			

a R Squared = ,372 (Adjusted R Squared = ,314)

Dall'analisi complessiva dei dati Area e Coltura sono risultate estremamente significative (rispettivamente $p=0,041$ e $p<0,001$). Come illustrato in Figura 6.2, i valori sono più bassi nelle aree ad alto rischio rispetto a quelle a rischio minimo, e sono più bassi nel foraggio rispetto alla vite. L'influenza delle coltivazioni è in accordo con Sabatini & al. 1997.

Già l'agronomia aveva illustrato come la sostanza organica e l'attività della flora microbica risentissero del clima e delle coltivazioni. Il presente lavoro, confermato ciò, ha verificato la sensibilità e la risposta dell'indice QBS alle diverse condizioni di rischio di desertificazione, per due diffusissime colture. L'effetto significativo della coltura suggerisce ancora una volta l'importanza della gestione agricola nelle risposte alle problematiche crescenti di rischio di desertificazione

Figura 6.2 - Rappresentazioni grafiche delle medie di replicati (di sito e di campo) di QBS-Ar, sia aggregate sia ripartite per area. Le barre di errore rappresentano l'intervallo di confidenza del 95 % con la media



7 – CONCLUSIONI

Gli indici finora sviluppati per studiare il rischio di desertificazione come l'ESA – MEDALUS non hanno tenuto in considerazione parametri agrobiocchimici, che non sono attualmente disponibili in modo abbondante ed omogeneo come quelli meteorologici o geologici.

La desertificazione tuttavia é un fenomeno articolato e complesso i cui effetti più preoccupanti sono intimamente connessi con la fertilità del suolo, che a livello potenziale dipende assai più dalle caratteristiche agrochimiche che da quelle climatiche. Infatti, una volta reperita una risorsa idrica anche remota, si può rapidamente supplire con irrigazioni a una eventuale carenza di precipitazioni, ma non è altrettanto semplice o veloce ripristinare la fertilità di un suolo destrutturato, impoverito o alterato.

Le attenzioni durante le ricerche svolte in questo dottorato si sono concentrate sullo studio di aspetti legati alla sostanza organica, in particolare su un parametro agrochimico quale il contenuto in carbonio organico totale, uno biochimico quale la respirazione, uno agrochimico – biologico quale il carbonio microbico.

Visto che gli indicatori biologici sono quelli che esprimono gli effetti sinergici dei fenomeni complessi, si è poi rivolta attenzione anche all'indice biologico di qualità del suolo QBS-Ar.

Infine, per approfondire la conoscenza della sostanza organica trovata, si sono caratterizzate in modo fino le frazioni unificate.

I risultati hanno mostrato come TOC, MBC, SIR assumano valori che risentono in modo significativo del livello di rischio di desertificazione, come anche dell'azione antropica, espressa dalla coltivazione, in particolare dal punto di vista agricolo dalla coltura insistente sui suoli indagati. Le interazioni di tali aspetti si sono dimostrate complessivamente significative.

Le contingenze meteorologiche non influenzano significativamente il TOC né direttamente né nelle sue interazioni. Possiamo perciò pensare al pull di sostanza organica come sufficientemente stabile per non risentire di tali fenomeni in questa scala di valutazione. Si è invece registrata una risposta della flora microbica nella respirazione indotta da substrato, comprensibile poiché la SIR è un indicatore biochimico che si basa su un fenomeno biologico quale il metabolismo di microrganismi.

Si può perciò concludere che TOC, MBC e SIR sono sensibili al rischio di desertificazione, che sono proponibili come indicatori con le dovute attenzioni alle interazioni con le coltivazioni e con l'andamento stagionale.

Una menzione a parte il QBS-Ar, meglio correlato alla respirazione (si tratta di indicatori legati all'attività biologica, che pur applicato su un numero minore di campioni ha risposto in modo estremamente significativo al diverso rischio di desertificazione e alla diversa coltura.

Si può anche affermare che occupandosi di desertificazione e sviluppando indici di rischio è opportuno tenere conto di parametri agrobiocchimici, e questi possono essere un esempio. In particolare non sono complessivamente correlati tra loro, si tratta infatti di parametri legati ad aspetti che risentono in modo diverso dei processi di desertificazione, essendo basati su aspetti diversi (chimici, biochimici e biologici). Questo sottolinea l'opportunità di un approccio multiparametrico per disporre di un quadro complessivo.

Volendo offrire una prospettiva operativa, anzitutto possiamo dire che i risultati hanno richiamato l'importanza dell'azione antropica nell'agroecosistema. Spesso nei confronti della desertificazione il contesto sociale, scientifico e politico porta a un approccio "ingegneristico", teso o alla ricerca di acque dolci nelle profondità geologiche o alla dissalazione di acque marine, con costi energetici ed ambientali elevatissimi. I risultati ottenuti in questo studio sui processi di desertificazione portano invece l'attenzione sulle scelte agronomiche nella progettazione di piani di mitigazione.

8 – BIBLIOGRAFIA CITATA O CONSULTATA

1. AA. VV. (1996). *Elles et L'Eau*, UNESCO, Programme Hydrologique International, Paris, 1996.
2. AA.VV. (1997). "La desertificazione in ambiente mediterraneo". Dossier, *Genio Rurale* 6: 27 – 64.
3. Anderson and Domsch (1978). *Environmental Geochemistry and Health*, 14 (3): 91–100.
4. Anderson J.P.E., Domsch K.H. (1987). "A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass". *Soil & Biochemistry* 10: 215 – 221.
5. Anderson, J.P.E. and K.H. Domsch (1993). "The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soil". *Soil Biology and Biochemistry* 25: 393 – 395.
6. ANPA (2001). *Atlante degli indicatori del suolo*. RTI CTN_SSC 3/2001, 122 pp.
7. APAT (2002). *Guide tecniche su metodi di analisi e di monitoraggio: proposta di guida tecnica sui metodi di analisi dei suoli contaminati*, RTI CTN_SSC 3/2002, 297 pp.
8. Aringhieri R. (1999). Salinità e struttura del terreno. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 48, 2: 305 – 314.
9. Aru A., Baldaccini P., Dessena M.A., Fantola F., Lai M.R., Loddo S., Madrau S, Puddu R., Serra G., Tomasi D., Vacca A., Vacca S. (1998). "La qualità del suolo per un ambiente sostenibile: il caso Sardegna". In *Atti del Convegno Annuale SISS "La qualità del suolo per un ambiente sostenibile"*, Roma, giugno 1997. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 47, 3: 311 – 334.
10. Baldaccini P. (1999). "Definizione della risorsa "suolo" ai fini della sensibilità dei territori all'irrigazione". In *Atti del Convegno "Un programma di valorizzazione territoriale per il meridione d'Italia"*, Lagopesole (Potenza), 15-16 luglio 1997. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 48, 1: 149 – 157.
11. Bardget R.D., Cook R. (1998). Functional aspect of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 10, 263-276
12. Benedetti A. and De Bertoldi S. (2000). "Qualità del suolo: criteri di definizione". *Rendiconti Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Memorie di Scienze fisiche e Naturali* 118°, Vol. XXIV: 189 – 204.
13. Bonciarelli F. (1995). *Fondamenti di agronomia*. sostanza organica:258-259.
14. Brookes P.C., Ocio J.A., Wu J. (1989). "The soil microbial biomass: its measurement, properties and role in soil nitrogen and carbon dynamics following substrate incorporation". *Fertilità del terreno e biomassa microbica*, atti del VII Convegno Nazionale SICA, Potenza 12-14 ottobre.
15. Büchs W. (2003). Biodiversity and Agri-environmental indicator-General scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 98, 35-78.
16. Büchs W., Harenberg A., Zimmermann J., Weiß B. (2003). Biodiversity the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 98, 99-123.
17. Burns R.G. (1982). *Soil Biol. Biochem.*, 14, pp: 423-427.

18. Burns R.G. (1986). "Interactions of enzymes with soil mineral and organic colloids". In *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes* (P.M. Huang e M. Schntzer, Ed.), Soil Sci. Soc. Am., pp: 429-451.
19. Caria C., d'angelo M., Zucca C. (2000). "Valutazione dell'attitudine ad interventi di ricostituzione della copertura forestale". Atti della IV Conferenza Nazionale ASITA (Federazione delle Associazioni Scientifiche per le Informazioni Territoriali e Ambientali), Genova, 3-6 ottobre: 489 – 494.
20. Casaioli M., Sciortino M. (1997). Scenari di cambiamento climatico sul bacino del Mediterraneo, Rapporto ENEA, RT/AMB/97/28
21. Ceccanti B., Masciandaro G., Garcia C. (1995). "Bio-monitoraggio e funzionalità dell'ambiente". *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo* 5: 53 – 71.
22. CIPE, 1999. Delibera n. 299/99 - Programma nazionale per la lotta alla siccità e alla desertificazione.
23. Cortet J., Gomot-De Vaufleury A., Poinso-Balaguer N., Gomot L., Texier C., Cluzeau D. (1999). The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35 (3): 115-134.
24. Cortet J., Ronce D., Poinso-Balaguer N., Beaufreton C., Chabert A., Viaux P., Cancela de Fonseca J.P. (2002). Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropods communities in arable crop systems. *European Journal of Soil Biology* 38, 239-244.
25. Cortez J., Demard J.M., Botiner P. and Jocteur Monrozier L. (1996). Decomposition of mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 28. No. 4/5. pp. 443-452.
26. Dale V.H., Beyeler S.C. (2001). Challenger in the development and use of ecological indicator. *Ecological Indicator* 1, 3-10.
27. D'Angelo M. and Enne G. (2000). "Monitoring fires in areas characterised by grazing pressure". In P. Balabanis, D. Peter, A. Ghazi, M. Tsogas. "Mediterranean Desertification. Research results and policy implications" (Proceedings of the "International Conference on Mediterranean Desertification: research results and policy implications", Crete 29-1 October 1996). European Commission. Brussels. EUR 19303: 559 – 568.
28. D'Angelo M., Enne G., Madrau S., Zucca C. (1998). "Land use and desertification in a Mediterranean context: the Baronia Region, Sardinia (Italy)". *Desertificação. Mediterrâneo* 12/13. Instituto Mediterrânico, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa: 243 – 268.
29. D'Angelo M., Enne G., Madrau U., Zucca C. (2001). "Land cover changes at landscape-scale in Sardinia (Italy): the role of agricultural policies on land degradation". In A. Conacher *Land Degradation* (papers selected from the Sixth Meeting of the International Geographical Union's Commission of Land Degradation and Desertification. Perth, University of Western Australia, 20-28 September 1999). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands: 127 – 140.
30. D'Angelo M., Galli A., Motta M., Zucca C. (2000). "Il monitoraggio delle risorse forestali in ambiente Mediterraneo mediante dati telerilevati". Bucci G., Minotta G., Borghetti N., Applicazioni e prospettive per la ricerca forestale italiana. Atti del Secondo Convegno nazionale SISEF (Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale). Bologna, 20-22 ottobre: 183 – 189.
31. D'Angelo M., Madrau S., Pulina G., Enne G. (1999). "Land cover changes as land degradation indicators in areas characterised by high anthropic pressure due to agropastoral activities". *Options Méditerranéennes, Series A*, 38: 195 – 199.

32. D'Angelo M., Zanolla C. (1997). "Il contesto istituzionale della lotta alla desertificazione". *Genio Rurale*, LX, 6: 30 – 35.
33. Dar G.H. (1997). "Impact of lead and sewage sludge on soil microbial biomass and carbon and nitrogen mineralization". *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology* 58: 234 – 240.
34. Davidson, E.A., Belk, E. & Boone, R.D. (1998) Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4: 217–227.
35. De Nobili M. e Maggioni A. (1993a). Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo. In *Ciclo della sostanza organica nel suolo*. Pàtron editore. pp: 43-54.
36. De Nobili M. e Maggioni A. (1993b). Regolazione delle proprietà chimiche del suolo da parte della sostanza organica. In *Ciclo della sostanza organica nel suolo*. Pàtron editore. pp:55-64.
37. Dittmer S. and Schrader S. (1999). Long term effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. *Pedobiologia* 44, 143-152.
38. Dumontet S. and Mathur S.P. (1989). "Evaluation of respiration based methods for measuring microbial biomass in metal – contaminated acid mineral and organic soils". *Soil Biology and Biochemistry* 21: 431 – 436.
39. Edwards C.A., Fletcher K.E. (1967). A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. *Soil Biology*. Accademic Press, 150-185.
40. Epron, D., Farque, L., Lucot, E. & Badot, P.-M. (1999). Soil CO₂ efflux in a beech forest: dependence on soil temperature and soil water content. *Annals of Forest Science* 56: 221–226.
41. Eswaran, H., van den Berg, P., Reich, P., (1993). Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 192±194.
42. Fang, C. & Moncrieff, J.B. (1999) A model for soil CO₂ production and transport 1: model development. *Agricultural and Forest Meteorology* 95: 225–236.
43. Federer C. A. and J. W. Hornebeck (1985). "The buffer capacity of forest soils in New England". *Water Air Soil Pollution* 26: 163 – 173.
44. Franzluebbbers A.J., Zuberer D.A., Hons F.M. (1995). "Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil". *Biology and Fertility of Soils* 19: 135 – 140.
45. Franzluebbbers A.J., Zuberer D.A., Hons F.M. (1995). "Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil". *Biology and Fertility of Soils* 19: 135 – 140.
46. Garçia C., Hernandez T., Costa C., Ceccanti B., Mascianardo G. e Ciardi C. (1993). "A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes". *Bioresource Technology* 44: 17 – 23.
47. Gardi C., Tommaselli M., Parisi V., Petraglia A., Santini C. (2002). Soil quality indicators and biodiversity in Northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology* 38, 103-110.
48. Giordano L., Giordano F., Grauso S., Iannetta M., Rossi L., Sciortino M., Bonati G. (2002). "Individuazione delle zone sensibili alla desertificazione nella regione Siciliana". ENEA, Roma: 98 pp.

49. Gunapala N. and Scow K.M. (1998). "Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems". *Soil Biology and Biochemistry* 30, 6: 805 – 816.
50. Harris R.F. (1981). "Effect of water potential on microbial growth and activity", in "Water Potential Relations in Soil Microbiology". *Soil Science Society Special Publication* 9: 23 – 96.
51. Jacomini C., Nappi P., Sbrilli G., Mancini L., 2000. Indicatori e indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo. Stato dell'arte, RTI CTN SSC, Roma, 13-14.
52. Jenkinson D.S. and Ladd J.N. (1981). "Microbial biomass in soil: measurement and turnover". *Soil Biochemistry*, Paul E.A. and Ladd J.N. Ed.; New York: Marcel Dekker, 5: 415 – 471.
53. Kätterer, T., Reichstein, M., Andrén, O. & Lomander, A. (1998). Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analysed with different models. *Biology and Fertility of Soils* 27: 258–262.
54. Keil R. G. and Hedges J.I. (1995). Sedimentary organic matter preservation: An assessment and speculative synthesis. *Mar. Chem.* 49: 81-115.
55. Kirschbaum, M.U.F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic carbon storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 753–760.
56. Kononova M.M. (1966). *Soil Organic Matter*, Pergamon Press. New York.
57. Kumada, K. (1987). *Chemistry of soil organic matter*. Japan Scientific Societies press, Tokio. pp 241.
58. Landi R. (1984). "Regimazione idraulico-agraria e conservazione del suolo". *Rivista di Agronomia* 18, 3/4: 147 – 174.
59. Leonardi S., Rapp M., Failla M., and Guarnaccia D. (1996). Biomasse, productivité et transferts de matière organique dans une séquence altitudinale de peuplements de *Castanea sativa* Mill de l'Etna. *Ann. Sci. For.*, 53, pp. 1031-1048.
60. Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994) On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315–323.
61. Lotti G., Galoppini C. (1980). guida alle analisi chimico agrarie.
62. Lulli L. (1996). "Può un suolo essere sensibile?" *Bollettino Associazione Italiana Pedologi* 2: 11 – 12.
63. Mayer L. M. (1994). Relationship between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chem. Geol.* 114: 347-363.
64. McGill W.B., Cannon K.R., Robertson J.A., Cook F.D. (1986). "Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in breton L after 50 years of cropping to two rotations". *Canadian Journal of Soil Science* 66 (1): 1 – 19.
65. McGill W.B., Cannon K.R., Robertson J.A., Cook F.D. (1986). "Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in breton L after 50 years of cropping to two rotations". *Canadian Journal of Soil Science* 66 (1): 1 – 19.
66. Metodo Ufficiale N° III.1. Supplemento Ordinario GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA n°248 del 21.10.1999.

67. Metodo Ufficiale N° IV.1. Supplemento Ordinario GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA n°248 del 21.10.1999.
68. Metodo Ufficiale N° VII.2. Supplemento Ordinario GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA n°248 del 21.10.1999.
69. Metodo Ufficiale N° XIII.1. Supplemento Ordinario GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA n°248 del 21.10.1999.
70. Ministero dell'Ambiente (1999). "Comunicazione Nazionale per la Lotta alla Siccità e alla Desertificazione" (Deliberazione CIPE n.154 del 22/12/1998).
71. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000). *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*, Ed. FrancoAngeli, Italia.
72. Moore J.C., Snider R.J., and Robertson L.S. (1984). Effects of different management practices on Collembola and Acarina in corn production systems. *Pedobiologia* 26, 143-152.
73. Mortland M.M. (1986). "Mechanisms of adsorption of non-humic organic species by clays". In *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes* (P.M. Huang e M. Schntzer, Ed.), Soil Sci. Soc. Am., pp: 59-76.
74. Nannipieri P. (1992). "Biochemical characterization of soil organic compounds extracted by 0,5 M K₂SO₄ before and after chloroform-fumigation". *Soil Biology Biochemistry* 24: 569 – 578.
75. Nannipieri P. (1993). "Ciclo della sostanza organica nel suolo". Patron Ed., Bologna: 122 pp.
76. Nannipieri P., Ceccanti B. and Grego S. (1990). "Ecological significance of the biological activity in soil" In *Soil Biochemistry* vol. VI (J.M. Bollag e G. Stotzky, Ed), pp. 293-356.
77. Nannipieri P., Ceccanti B., Conti C. and Bianchi D. (1982). *Soil Biol. Biochem.* 14, pp: 257-263.
78. Nannipieri P., Johnson R.L., Paul E.A. (1978). "Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil". *Soil Biology and Biochemistry* 10: 223 – 229.
79. Naveh Z. (1995). Conservation, restoration and research priorities for mediterranean uplands threatened by global climate change. In: Moreno M.J. and Oechel W. (eds.), *Global change and mediterranean-type ecosystems*. Ecological Studies 117. Springer, New York: 482 – 507.
80. Nedwell D.B. and Gray T.R.G. (1987). "Soil and sediments as matrices for microbial growth". *Ecology of Microbial Communities*, Fletcher D.B., Gray T.r.G., Jones J.G. Ed.; Cambridge University Press, Cambridge: 21 – 54.
81. Norman, J.M., Garcia, R. & Verma, S.B. (1992) Soil surface CO₂ fluxes and the carbon budget of a grassland. *Journal of Geophysical Research* 97, 18845–18853.
82. Odum E.P. (1983). *Basic Ecology*. CBS College Publishing 1983, 544 pp.
83. Paoletti M.G. (1988). Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in northeastern Italy. *REDIA*, 1988, LXXI, 2, 501-563.
84. Parisi V. (1974). *Biologia ed ecologia del suolo*. Boringhieri, Torino (Italy), 145 pp.
85. Parisi V. (2001). La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta naturalia de l'Ateneo Parmense*, 37 (3/4), 105-114.

86. Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C., Mozzanica E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 105, 323-333.
87. Pathak H. and Rao D.L.N. (1998). "Carbon and Nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils". *Soil Biology Biochemistry* 30, 6: 695 – 702.
88. Paul E.A. and Voroney R.P. (1984). "Field interpretation of microbial biomass activity and measurements". In Klug M.J. and Reddy C.A. Ed., *Current perspectives in microbial ecology*, American Society for Microbiology, Washington D.C.: 509 pp.
89. Pessenda L. C. R., Gouveia S.E.M., Aravena R., Gomez B. M., Boulet R. and Ribeiro A. S. (1998). ¹⁴C dating e stable carbon isotopes of soil organic mater in forest savanna boundary areas in the souther Brazialin Amazon region. *Radiocarbon* 40: 1013-1022.
90. Piccolo A. and Mbagwu J.S.C. (1990). *Plant and Soil*, 123, pp: 27-37.
91. Pinzari F., Trichera A., Benedetti A. (2000). "Indicatori di qualità del suolo in ecosistemi mediterranei". In *Rendiconti dell'Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL; Memorie di Scienze fisiche e Naturali* 118°, XXIV: 299 – 308.
92. Post, W.M., Emmanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G.,(1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298:156±159.
93. Pulina G. (1996). "La desertificazione nei Paesi del Mediterraneo". *AGRO ambiente* 9/10: 19 – 24.
94. Pulina G., Zucca C. (1999) "Un nuovo indicatore territoriale per la valutazione dell'impatto del pascolamento in ambiente mediterraneo". *L'Informatore Agrario*. Verona, LV (42): 105 – 109.
95. Rey A., Pegoraro E., Tedeschi V., De Parri I., Jarvis P.G. and Valentini R. (2002). Annual variation in soil respiration and its components in a oak forest in Central Italy. *Global Change Biology*, 8, pp. 851-866.
96. Rusek J., Balik V., Hanel L., Frouz J. (1999). Improved method for comparing abundance data for soil zoological field studies. *European Journal of Soil Biology*, 35 (3), 145-152.
97. Russell E. W. (1982). *Il terreno e la pianta*. Edagricole Bologna. pp: 201-228.
98. Sabatini M.A., Rebecchi L., Cappi C., Berolani R. and Fratello B. (1997). Long-term effects of three different continuous tillage practices on Collembola population. *Pedobiologia* 41: 185-193
99. SAS User's Guide: Statistics, Version 5th edn. (1985). SAS Institute, Inc Cary, NC, USA.
100. Schimel, D.S., Braswell, B.H., Holland, E.A., McKeown, R., Ojima, D.S., Painter, T.H., Parton, W.J., Townsend, A.R. (1994). Climatic, edaphic, and biotic control over storage and turnover in carbon in soils. *Global Biochem. Cycles* 8: 279±293.
101. Schnitzer M., and S.U. Khan. (1978). *Soil Organic Matter*. M. Schnitzer and S.U. Khan (eds.). Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, pp 1-64.
102. Sit V. (1995). *Analyzing ANOVA designs*. Biometrics Information Handbook N° 5. British Columbia Min. For., Canada, Working Paper 07. 61 p.
103. Skujins J. and Klubeck B. (1982). Soil biological properties of a montane forest sere: Corroboration of Odum's postulates. *Soil Biol. Biochem.* 14: 505-513.

104. Sparling G.P. and West A.W. (1989). "Importance of soil water content when estimating soil microbial biomass C, N and P by the fumigation – extraction methods". *Soil Biology and Biochemistry* 21: 245 – 253.
105. Stevenson F.J. (1982). *Humus chemistry genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons, New York.
106. Swift R. S. (1996). Organic matter characterisation. In *Methods of Analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSA and ASA, Madison, WI, pp. 1011-1069.
107. Talamucci P. (1984). Cotiche erbose e conservazione del suolo. *Rivista di Agronomia* 18, 3/4: 182 – 198.
108. Turco R.F., Kennedy A.C., Jawson M.D. (1994). "Microbial indicators of soil quality". *Soil Science Society of America, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication* 35.
109. USDA, United States Department of Agriculture (2003). *Keys to Soil Taxonomy*. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service Ninth Edition.
110. Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A.J. et al. (2000) Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404: 861–865.
111. Van Gestel M, Merckx R., Vlassak K. (1993). "Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast and slow-growing microorganisms in soil from different climates." *Soil Biology Biochemistry* 25: 109 – 123.
112. Van Stralen N.M. (1997). Community Structure of Soil Arthropods as a bioindicator of soil health. *Biological indicator of soil health*. CAB international, Wallingford, 235-264.
113. Van Stralen N.M. (1998). Evaluation of bioindicator system derived from soil arthropods communities. *Applied Soil Ecology* 9, 429-437.
114. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987). "An extraction method for measuring microbial biomass C". *Soil and Biochemistry* 19: 703 – 707.
115. Vignozzi N. (2000). "Indicatori atti a quantificare alcuni dei principali aspetti di degradazione del suolo". *Rendiconti dell'Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Memorie di Scienze fisiche e Naturali* 118°, XXIV: 275 – 284.
116. West A.W., Sparling G.P., Speir T.W. (1989). "Microbial activity in gradually dried or rewetted soils as governed by water and substrate availability". *Australian Journal of Soil Research* 27: 747 – 757.
117. Wick B., Kuhne R.F., Vielhauer K. (2002). "Temporal variability of selected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria". *Biology and Fertility of Soils* 35:155 – 167.
118. Wolters V. and Jorgensen R.G. (1991). "Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification". *Soil Biology and Biochemistry* 23: 897 – 902.
119. Zucca C., Canu A., Castrignanò A., Madrau S. (1999). "Utilizzo di tecniche GIS e geostatistiche per la produzione di mappe del rischio erosivo". *Atti della III Conferenza Nazionale ASITA (Federazione delle Associazioni Scientifiche per le Informazioni Territoriali e Ambientali)*. Napoli, 9-12 novembre: 1269 – 1274.

La ricerca è stata realizzata in collaborazione con:

Università degli studi di Catania – Facoltà di Agraria - Dipartimento di scienze agronomiche,
agrochimiche e delle produzioni animali
Sezione di scienze agrochimiche

e

Università cattolica S. Cuore - Facoltà di Agraria
Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Sez. vegetale
sede di Cremona

Si ringraziano per la disponibilità e l'aiuto:

Associazione Coldiretti – Cremona
Cantina Valtidone di Borgonovo (Piacenza)
CSEI Catania
Libera Associazione Agricoltori Cremonesi
SOAT – Licata (Agrigento)

Ampollini D.
Ardigò A.
Bernini C.
Bozzetti B.
Bruna R.
Camilleri G.
Camilleri S.
Chiesa M.
Colla R.
Giglia P.
Grauso S.
Indelicato S.

Lazzari A.
Maghenzani G.
Marcinnò M.
Marinello S.
Montesissa N.
Morello S.
Rossi G.
Salomoni P.
Stradiotti L.
Vassallo I.
Visioli G.F.

Edito dall'ENEA
Unità Comunicazione
Lungotevere Thaon di Revel, 76 - 00196 Roma
www.enea.it

Edizione del volume a cura di Giuliano Ghisu
Copertina: Bruno Giovannetti
Stampa: Primaprint (Viterbo)
Finito di stampare nel mese di novembre 2006