

Università degli Studi della Toscana

**DIPARTIMENTO DI TECNOLOGIE, INGEGNERIA E SCIENZE
DELL'AMBIENTE E DELLE FORESTE (DAF)**

**DOTTORATO DI RICERCA IN
SCIENZE E TECNOLOGIE PER LA GESTIONE FORESTALE ED
AMBIENTALE
XXII° CICLO**

VALUTAZIONE DELL'IMPATTO ANTROPICO SULLA COMUNITÀ DI MICROARTROPODI DEL SUOLO IN ALCUNE AREE FORESTALI DELL'ITALIA CENTRALE

Settori scientifico disciplinare: AGR/05-BIO/05

Coordinatore:

Prof. Gianluca Piovesan

Tutori:

Prof. Gianluca Piovesan;

Prof.ssa Cristina Menta

Dottoranda: Silvia Blasi

Ottobre 2009

RIASSUNTO

Lo scopo dello studio è stato quello di valutare la qualità del suolo in foreste mediterranee dell'Italia centrale caratterizzate da una diversa composizione (faggete, querceti, pinete) e gestione selvicolturale (rimboschimenti, cedui, altofusto e foreste vetuste). Inoltre, particolare attenzione è stata rivolta all'analisi degli impatti da costipamento (passaggio di automezzi, uso ricreativo, pascolo). La qualità del suolo è stata analizzata attraverso un indice, il QBS-ar (Qualità Biologica del Suolo), basato sul presupposto che maggiore è la qualità del suolo, maggiore sarà il numero di gruppi di microartropodi presenti ben adattati alla vita edafica. I risultati confermano che i suoli delle foreste decidue sono caratterizzati da un elevato livello di biodiversità edafica, da una comunità di microartropodi ben strutturata e matura, tipica di ecosistemi stabili. Allo stesso tempo i risultati suggeriscono come l'indice QBS-ar non vari significativamente tra le diverse foreste decidue differenti per composizione/fase strutturale/gestione. Così nell'ambito delle foreste decidue esaminate le pratiche selvicolturali e la composizione forestale non influenzano i valori del QBS-ar e solo minimamente la struttura della comunità di microartropodi. Inoltre, nell'area studiata, il QBS-ar non sembra essere influenzato dalla stagionalità del periodo vegetativo (primavera vs stagione secca). Inoltre, l'indice si è dimostrato efficiente nel rilevare gli impatti da compattamento del suolo. Alcuni gruppi tassonomici (proturi, dipluri, coleotteri, pauropodi, sinfili, chilopodi, larve di ditteri e opilioni) reagiscono nelle diverse comunità esaminate in maniera omogenea agli effetti del compattamento del suolo che ne determina una rarefazione/scomparsa. In particolare, i proturi, i sinfili e i pauropodi, sono i gruppi tassonomici maggiormente impattati poiché legati ad ambienti stabili con suoli non disturbati. Il QBS-ar è, quindi, un indice efficace per valutare l'impatto delle utilizzazioni forestali (p.e. passaggio di automezzi) sul suolo e si candida ad essere un utile strumento per valutare l'uso sostenibile delle risorse forestali. Sempre con l'obiettivo di valutare eventuali pressioni da costipamento, questo indice può essere usato anche nel monitoraggio dei suoli di aree ad uso ricreativo, nella selvicoltura urbana e, più in generale, nella gestione delle aree protette. Allo stesso tempo l'indice QBS-ar si candida per lo studio dei processi edafici in aree interessate da interventi di restauro ambientale quali i rimboschimenti.

Parole chiave: fauna edafica, compattamento del suolo, gestione forestale, QBS-ar, indice biologico, microartropodi.

ABSTRACT

The aim of this study is to assess soil quality in various Mediterranean forests in Central Italy, from evergreen to deciduous, with different types of management (e.g. coppice vs high forest) and compaction impacts (e.g. machinery vs recreational). Soil quality was analyzed through a biological index, the QBS-ar, based on the concept that the higher the soil quality, the higher will be the number of microarthropod groups well adapted to the soil habitat. Our results confirm that hardwood soils are characterized by the highest biodiversity level among terrestrial communities and by a well structured and mature microarthropod community, typical of stable ecosystems. At the same time this study reveals no significant differences of the QBS-ar index values between several compositional/structural/management stages of deciduous hardwood forest in Central Italy. In the area under study the index does not appear to be affected by seasonality (e.g. summer drought). While silvicultural practices and forest composition seem to not influence QBS-ar values or microarthropod community structure, the index seems to be very efficient in detecting impacts of soil compaction. Several taxonomical groups (protura, diplura, coleoptera adults, pauropoda, symphyla, chilopoda, diptera larvae and opiliones) react similarly to soil compaction. In particular, protura, symphyla and pauropoda, , are taxonomic groups typical of stable environments linked to undisturbed soil. The QBS-ar is an efficient index for evaluating the impacts of forest utilization (e. g. vehicle use) on soil and a potentially useful tool in determining the sustainable use of natural resources. This index can be used for monitoring soils in recreational areas, in urban forestry and, for planning effective management systems in protected areas as well as for monitoring the effects of forest restoration.

Keywords: soil fauna, soil compaction, soil disturbance, forest management, QBS-ar, biological index, microarthropods, central Italy.

SOMMARIO

1	INTRODUZIONE	5
1.1	MONITORAGGIO AMBIENTALE	5
1.2	RUOLO DEI BIOINDICATORI NELLA CONSERVAZIONE DELLA NATURA	7
1.3	IL MONITORAGGIO FORESTALE: LA COMPONENTE BIOTICA DEL SUOLO	8
1.4	RUOLO DEGLI ORGANISMI NEL SUOLO	15
1.5	IL BIOMONITORAGGIO DEL SUOLO	17
1.6	GLI ARTROPODI DEL SUOLO	20
2	L'INDICE QBS-ar	24
2.1	APPLICAZIONI DELL'INDICE QBS-ar	25
3	OBIETTIVI DELLO STUDIO	27
4	MATERIALI E METODI	29
4.1	DESCRIZIONE DELLE AREE DI STUDIO	29
4.2	CAMPIONAMENTO ED ANALISI DELLA FAUNA EDAFICA	35
4.3	ANALISI DEI DATI	37
5	RISULTATI	38
5.1	LA COMUNITÀ DI MICROARTROPODI FORESTALI	38
5.2	L'ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI	40
5.3	L'INDICE QBS-ar COME INDICATORE DI IMPATTO NEGLI ECOSISTEMI FORESTALI	43
5.4	LA GESTIONE FORESTALE E L'INDICE QBS-ar	47
5.5	LE CENOSI FORESTALI E L'INDICE QBS-ar	49
6	DISCUSSIONI E CONCLUSIONI	52
6.1	L'INDICE QBS-ar E LA GESTIONE/COMPOSIZIONE FORESTALE	52
6.2	L'INDICE QBS-ar E LA STAGIONE ARIDA	55
6.3	L'INDICE QBS-ar E LA COMPATTAZIONE NEI SUOLI FORESTALI	55
6.4	CONCLUSIONI	59
7	BIBLIOGRAFIA	60

1 – INTRODUZIONE

1.1 - IL MONITORAGGIO DELL'AMBIENTE NATURALE

Il monitoraggio dell'ambiente consiste in una serie di attività di controllo di parametri/variabili biotici ed abiotici programmate nel tempo e nello spazio mediante la quale è possibile seguire l'evoluzione di un processo naturale, l'impatto del disturbo antropico o gli effetti delle emissioni di inquinanti sulle varie componenti di un ecosistema.

Il monitoraggio viene tradizionalmente distinto in chimico-fisico e biologico. Il monitoraggio chimico-fisico consiste nella misura di un valore puntuale di un parametro in una matrice ambientale (aria, acqua, suolo). Nell'ambito della conservazione della natura, è utile nella definizione delle condizioni ecologiche necessarie alla sopravvivenza delle specie e, ovviamente, nell'identificare il disturbo legato all'inquinamento rilevando la presenza/assenza di sostanze inquinanti e le sorgenti di inquinamento. Questi sistemi di controllo chimico-fisico hanno alle spalle una lunga storia di ricerca scientifica e sono alla base delle norme sulla tutela ambientale. I limiti nell'applicazione di queste tecniche sono legati alla necessità di disporre generalmente di una strumentazione spesso tecnologicamente avanzata e costosa; alla messa a punto di adeguate metodologie di analisi; alla possibilità di rilascio di contaminanti nell'ambiente; alla necessità di misure numerose e spesso continue. Inoltre non fornisco informazioni sulla componente biologica degli ecosistemi. Per questo, recentemente, sta acquisendo sempre maggiore considerazione nell'ambito della conservazione della natura e della normativa internazionale e nazionale, il monitoraggio biologico.

Il biomonitoraggio consiste nel controllo dello stato ecologico di un ecosistema/habitat attraverso l'uso di organismi viventi, detti bioindicatori. Un bioindicatore può, quindi, essere definito come un organismo o un complesso di organismi in grado di fornire una risposta citologica, biochimica o fisiologica in grado di caratterizzare in modo pratico e sicuro le condizioni ambientali e le loro variazioni (Bargagli et al, 1998). Vi sono diversi vantaggi nell'uso dei bioindicatori rispetto alle metodiche definite tradizionali. Innanzitutto viene fornita un'informazione integrata nel tempo e nello spazio sulla presenza di inquinanti, indipendente dal momento in cui è avvenuto il campionamento e da fluttuazioni della concentrazione o presenza dell'inquinante nell'ambiente. Non è richiesto un campionamento lungo ed estensivo né numerose misure ripetute nel tempo.

Il monitoraggio può essere effettuato a vari livelli di organizzazione biologica:

individuo, popolazione, comunità ed ecosistema. Si parla di biomarkers quando si effettua la misura di variabili biochimiche o fisiologiche in un individuo, ottenendo informazioni sull'esposizione all'inquinante o il danno subito (McCarthy and Shugart, 1990). È possibile usare come biomarkers le alterazioni del DNA che avvengono a differenti livelli strutturali in quanto alcuni contaminanti sono in grado di modificare il materiale genetico. Singoli organismi, sensibili alla presenza di inquinanti, possono essere usati nei programmi di monitoraggio per evidenziare la presenza di stress ambientali. Alcuni organismi hanno invece la proprietà di accumulare inquinanti (p.e. metalli pesanti) nei tessuti e possono essere usati nei programmi di monitoraggio per valutare la concentrazione di tali inquinanti. In questo caso si parla di bioaccumulo, gli organismi bioaccumulatori forniscono informazioni relative alla presenza di inquinanti nell'aria, nell'acqua e nel suolo. La valutazione degli effetti delle sostanze tossiche è un elemento fondamentale per formulare i criteri di qualità della normativa per la tutela delle risorse naturali (Bacci & Marchetti, 1998). L'individuazione del livello di efficacia di un contaminante in grado di produrre un danno biologico è compito della tossicologia. Diversi saggi tossicologici vengono applicati per individuare lo stato di qualità degli ambienti acquatici in base agli effetti prodotti da un contaminante su organismi acquatici. A livello di popolazione, lo studio può essere effettuato analizzando il tasso di mortalità/sopravvivenza, il tasso di riproduzione, l'abbondanza, la biomassa, il comportamento, il tasso di predazione. A livello di comunità, le analisi ecologiche possono essere mirate alla valutazione dell'abbondanza o della biomassa delle singole specie, della densità degli organismi, della diversità della comunità (numero di specie e loro distribuzione). A livello dell'ecosistema, è possibile effettuare stime sulla produttività, analisi delle reti trofiche, fluttuazioni delle popolazioni.

Infine, la raccolta di dati relativi a gruppi di organismi/specie/popolazioni consente l'elaborazione di indici, insieme di più variabili ambientali (biotiche e abiotiche), che forniscono informazioni sintetiche sulla qualità dell'ambiente. Le valutazioni ecologiche richiedono spesso di definire la sensibilità di un'area a varie tipologie di disturbo e l'entità del disturbo o dell'inquinamento a cui è sottoposto un ecosistema. L'entità del disturbo/inquinamento spesso può essere valutata ricorrendo ad indici ambientali o biotici (Spellenberg, 1991). Esempi di indici biotici sono quelli ampiamente usati nei programmi di monitoraggio delle acque correnti come il Biological Monitoring Working Party score system, in uso in Gran Bretagna, l'Indice Biologique Global, applicato in Francia e il Belgian biotic Index, usato in Belgio.

Gli indicatori biologici possono essere usati nelle valutazioni ecologiche, specialmente nel caso delle comunità che indicano aree di interesse per la conservazione. Specie indicatrici

sono inoltre usate nella valutazione ambientali e nella preparazione di specifiche mappe ambientali. Esistono diversi tipi di indicatori biologici, che Spellenberg (1991) classifica in specie altamente sensibili introdotte in condizioni atipiche come sistemi di avvertimento precoci; specie naturalmente presenti in un'area di interesse in grado di rispondere ai cambiamenti ambientali; specie la cui presenza indica la probabile presenza di disturbo o di inquinamento.

1.2 - IL RUOLO DEL BIOMONITORAGGIO NELLA CONSERVAZIONE DELLA NATURA

La conservazione della natura e della biodiversità è uno degli obiettivi prioritari sostenuti a livello comunitario attraverso diversi strumenti normativi come il “Sesto programma europeo di azione per l'ambiente 2010” che prevede la protezione e il ripristino funzionale dei sistemi naturali, l'arresto della perdita di biodiversità, la protezione del suolo dall'erosione e dall'inquinamento. Tra le azioni previste dal programma vi è l'ampliamento della Rete Natura 2000, la promozione della gestione sostenibile delle foreste, lo sviluppo di una strategia di protezione del suolo, l'integrazione della biodiversità nelle politiche agricole, territoriali e selvicolturali. Nell'ambito della conservazione della natura, un ruolo di primo piano viene ricoperto dalla Rete Natura 2000, costituita da un insieme coordinato e coerente di aree di tutela della biodiversità realizzato sul territorio europeo sulla base della Direttiva Habitat (92/43/CEE) e della Direttiva Uccelli (79/409/CEE). La Direttiva Habitat prevede la conservazione e il ripristino degli habitat naturali e seminaturali che contribuiscono al mantenimento della biodiversità attraverso l'individuazione di Siti di Importanza Comunitaria (S.I.C.) mentre la Direttiva Uccelli è specificatamente diretta alla salvaguardia delle specie di uccelli viventi naturalmente allo stato selvatico tramite l'individuazione di siti, detti Zone di Protezione Speciale (Z.P.S.), in cui vengono applicate misure specifiche per il mantenimento degli habitat e delle popolazioni naturali. S.I.C. e Z.P.S., insieme ai core areas, buffer zone e corridoi ecologici, costituiscono la Rete Natura 2000 su tutto il territorio europeo.

In base a quanto previsto dall'art. 6 della Direttiva habitat, gli stati membri stabiliscono le misure di conservazione e predispongono degli appositi Piani di gestione per i siti di importanza comunitaria e le zone a protezione speciali. Il Piano di gestione è una misura attiva necessario allo scopo di disciplinare le attività del territorio e proporre interventi di gestione attiva dei siti, per mantenerli in buono stato di conservazione, e stabilire regole mirate alla tutela della singola emergenza da proteggere. A tale scopo, il Piano di gestione si

fonda su un accurato studio del territorio e prevede indicazioni per il monitoraggio e la valutazione della sua attuazione.

Nell'ambito della conservazione della natura, le attività di monitoraggio assumono un ruolo fondamentale per la conoscenza/approfondimento degli equilibri e delle dinamiche naturali necessarie ad impostare le adeguate politiche/strategie di gestione delle risorse biologiche.

Il monitoraggio è lo strumento principale per la raccolta di informazioni sulla stato ecologico di habitat e specie, sull'evoluzione di popolamenti in contesti privi di disturbo o, al contrario, dove esiste un uso delle risorse biologiche, sull'efficacia di interventi di gestione e/o recupero di aree naturali. I dati raccolti sono elementi fondamentali per la realizzazione degli strumenti di pianificazione degli interventi/attività di gestione delle risorse biologiche ai fini della loro tutela e del loro uso sostenibile.

1.3 - IL MONITORAGGIO FORESTALE: LA COMPONENTE BIOTICA DEL SUOLO

La foresta è un ecosistema complesso che comprende comunità di microorganismi, vegetali ed animali insieme all'ambiente chimico-fisico dove gli alberi sono la forma di vita dominante. Tra gli ecosistemi terrestri, le foreste sostengono la maggiore biodiversità globale (Battles et al, 2001; Lindenmayer et al, 2006) e il mantenimento della biodiversità forestale è di fondamentale importanza nella conservazione della natura. Nell'ambito del paesaggio forestale, le foreste vetuste presentano una biodiversità maggiore rispetto le foreste coltivate per la presenza di diverse specie di alberi, di varie classi di età, di grandi *logs*, di *snags*, di una struttura orizzontale e verticale eterogenea che fornisce diversi habitat e risorse per gli organismi. Le foreste vetuste sono, inoltre, punti di osservazione privilegiati per verificare lo stato degli ecosistemi naturali rispetto all'impatto antropico.

Molti dei servizi prodotti dalle foreste non sono quantificabili da un punto di vista economico (Perry, 1995); basti considerare che, pur occupando solo il 15% delle terre emerse, esse accumulano circa il 50% dell'energia solare catturata ogni anno. Da un punto di vista ecologico, questi ecosistemi regolano il bilancio idrico globale e locale; influenzano la produttività delle acque superficiali; sono coinvolte nel clima globale tramite il controllo della CO₂ e di altri gas atmosferici. Sono ecosistemi sottoposti anche a forti pressioni antropiche tramite i processi di deforestazione i cui livelli sono enormemente aumentati negli ultimi 150 anni.

In Europa, le foreste coprono circa il 30% del territorio e sono habitat per numerose

specie animali e vegetali. La filiera legno-foresta contribuisce significativamente all'economia comunitaria e allo sviluppo rurale. In questi ultimi tempi l'utilizzazione delle foreste europee sta diventando sempre più intensa anche a causa della produzione del legno per il mercato delle energie rinnovabili. Fattori di disturbo naturali (insetti, funghi, tempeste, incendi) ed antropici (inquinamento dell'aria, eccessivo prelievo di risorse, cambiamenti climatici) possono influenzare la struttura e la composizione delle foreste e, quindi, i beni e i servizi che questi ecosistemi possono fornire.

Globalmente, circa il 35% delle aree forestali mondiali (FAO, 2007) è rappresentato da foreste coltivate, fondamentali per l'economia e lo sviluppo di numerosi paesi. In Europa, durante il 19° secolo, le politiche nazionali hanno incoraggiato la realizzazione della ceduzione intensificando le pratiche selvicolturali che recentemente sono state poste sotto esame in relazione agli impatti che possono provocare sulla produttività dei siti e sulla loro biodiversità (Burger and Zedaker, 1993). Nelle foreste nordamericane, i tagli a raso con la rinnovazione artificiale posticipata hanno provocato una significativa perdita di nutrienti e di sostanza organica, l'alterazione delle proprietà fisiche del suolo, cambiamenti delle reti trofiche con una generale riduzione della produttività (Likens et al., 1970; Bormann and Likens, 1994). A tutto ciò si aggiunge il fatto che le foreste stanno acquisendo un ruolo importante come luogo di svago durante il tempo libero. L'uso ricreativo di tali siti è spesso accompagnato dal calpestio dei frequentatori che provoca il compattamento del suolo con gravi conseguenze sulla quantità di acqua disponibile per gli alberi e sulla biodiversità (Kozłowski, 1999).

Ai fine della conservazione della biodiversità, è necessario che le pratiche selvicolturali vengano quindi indirizzate verso tipologie di intervento poco invasive, spesso con certificazioni di tutela delle risorse biologiche e sostenibilità ambientale. Inoltre il mantenimento delle pratiche selvicolturali nel tempo richiede la conservazione delle biodiversità nei siti forestali.

Probabilmente nelle regioni temperate, le minacce principali all'ambiente forestale derivano dalla semplificazione, poiché le foreste naturali sono state convertite in popolamenti secondari o in coltivazioni, e dalla frammentazione, quando le foreste naturali vengono divise da territorio non forestato che funziona come barriera per molte specie nemorali (Noss, 1999). Considerato che il mantenimento della biodiversità e della produttività forestale è un vincolo fondamentale della gestione sostenibile, il primo requisito è la definizione dello stato di conservazione e delle condizioni della foresta. La necessità della valutazione è un'esigenza sia per la gestione delle foreste naturali, in particolare nelle aree protette, sia per le foreste intensamente gestite e maggiormente produttive (Noss, 1999). Al fine di individuare una

strategia di recupero o di gestione sostenibile di una foresta, è inoltre fondamentale individuare i cambiamenti strutturali e funzionali che hanno portato al deterioramento dell'ecosistema. Altrettanto importante nella definizione di una politica di gestione forestale, è lo studio della storia della foresta, con attenzione al territorio occupato nel passato, i cambiamenti nella composizione e struttura del popolamento nel tempo, in modo da rilevare le conseguenze ecologiche di tali cambiamenti senza dimenticare gli effetti sulla fauna.

Il monitoraggio forestale è uno strumento per l'osservazione e la stima dello stato e della dinamica delle risorse forestali finalizzato alla gestione forestale sostenibile, alla protezione delle foreste così da salvaguardare gli ecoservizi (p.e. funzione ambientale, sanitaria e ricreativa). Il monitoraggio delle foreste si inserisce nella gestione forestale come un elemento critico per mantenere la produttività forestale e assicurare la sostenibilità delle pratiche selvicolturali nel lungo periodo. Inoltre il monitoraggio, la gestione, la ricerca e la pianificazione dovrebbero essere continuamente in contatto con uno flusso di informazione continuo tra l'una e l'altra disciplina.

Molte delle attuali pratiche selvicolturali sono orientate alla riduzione dell'impatto di minacce, come la semplificazione compositiva/strutturale e la frammentazione, sulle condizioni della foresta attraverso l'applicazione di sistemi di taglio a basso impatto, conservazione del detrito legnoso, classificazione delle unità di raccolta. La verifica della riduzione del disturbo sull'ambiente naturale può essere fatta applicando vari indicatori ecologici nell'ambito delle attività di monitoraggio tenendo presente che lo studio della biodiversità forestale è fondamentale per la conservazione dell'ecosistema. Le scienze forestali hanno nel corso degli anni sviluppato una serie di metodi finalizzati alla misura della componente arborea anche perché la funzione produttiva è stata per molto tempo centrale nel monitoraggio forestale. Negli ultimi decenni sempre maggiore attenzione è stata rivolta al monitoraggio delle altre componenti dell'ecosistema con particolare attenzione allo studio delle foreste vetuste (Alessandrini et al., 2008). Alcuni indicatori possono essere, infatti, applicati per verificare lo stato e le condizioni delle foreste vetuste e comprendono lo studio dei parametri strutturali di un popolamento quali la distribuzione degli alberi in classi diametriche e classi di età, la diversità compositiva, gli alberi habitat, l'analisi cronologica degli alberi, l'abbondanza e la densità di elementi strutturali chiave, come la presenza di *snags* and *logs*, l'analisi delle buche e della struttura orizzontale e verticale dei popolamenti.

Dall'altro canto speciali approfondimenti sono stati rivolti alla frammentazione studiando il livello di separazione dei nuclei di foresta tramite indici di connettività, misure di

distanza e di contrasto strutturale tra i vari *patch* forestali, presenza di corridoi ecologici tra singoli blocchi di foresta. Inoltre, in relazione all'impatto antropico possono essere usati degli indicatori che tengano conto delle infrastrutture costruite e dell'intensità dell'uso ricreativo della foresta. In relazione all'inquinamento, possono essere effettuate misure dirette degli inquinanti nell'aria o nel suolo. Negli ultimi tempi, il telemonitoraggio ha permesso lo studio dettagliato dei processi di frammentazione (ma anche di ricolonizzazione) alle diverse scale. Nell'ambito delle attività di monitoraggio forestale un ruolo importante è svolto dal controllo delle comunità animali (censimenti) nonché delle popolazioni di specie a rischio di estinzione o vulnerabili. In Europa con la nascita della rete Natura 2000 tale attività sta divenendo sempre più diffusa sul territorio.

La vita nel suolo resta un aspetto poco conosciuto nel monitoraggio forestale. Le funzioni svolte dalla matrice suolo nelle foreste sono molteplici. Il suolo è infatti il supporto per la crescita delle piante a cui fornisce nutrimento e supporto statico; è un tampone contro l'acidificazione, immobilizza i contaminanti inorganici e favorisce la degradazione dei contaminanti organici; contiene sostanze uniche fondamentali per i processi di scambio ionico tra piante e suolo; è il sito dove si realizzano le associazioni simbiotiche tra radici delle piante e microrganismi; è habitat per la fauna edafica, che è un costituente essenziale della foresta. I cambiamenti ambientali prodotti dall'uomo hanno numerosi effetti sul suolo forestale. La produttività forestale è data dalla integrazione della fertilità del suolo, del clima, e della composizione/struttura del popolamento. La qualità dei soprassuoli forestali è noto essere direttamente influenzata dalle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche del suolo (Schoenholtz et al., 2000) che può determinare sia la composizione e la struttura dei popolamenti forestali sia la funzionalità ecosistemica di lungo periodo. Così la fertilità del suolo influenza direttamente la crescita delle piante e il volume della sostanza organica prodotta (Minnesota Forest Resources, 1999).

Il suolo può essere considerato come una risorsa fondamentale per il mantenimento delle risorse forestali in quanto la fertilità del suolo influenza direttamente la biodiversità animale, vegetale, gli habitat naturali nonché l'entità della raccolta dei prodotti forestali. Il mantenimento della produttività del suolo consente la conservazione nel lungo periodo di condizioni favorevoli alla rinnovazione, alla crescita e alla sopravvivenza della vegetazione forestale (Minnesota Forest Resources, 1999). Recentemente, in campo ecologico, sta emergendo una maggiore consapevolezza dell'importanza della biodiversità del suolo dove probabilmente la maggioranza degli organismi terrestri svolge una parte del ciclo biologico o

si sofferma (Wardle, 2002). Tale interesse nelle biodiversità edafica deriva dal riconoscimento che gli organismi del suolo svolgono un ruolo chiave nel regolare i principali processi ecosistemici, come il turnover della sostanza organica e la mineralizzazione dei nutrienti (Bardgett, 2002). Da un punto di vista ecologico, un ecosistema ad alta diversità ambientale e biologica assicura una maggiore integrità ecosistemica e una maggiore capacità di sostenere le funzioni ecosistemiche nel lungo periodo.

In ecologia, tradizionalmente, esistono due fattori che determinano la diversità delle comunità acquatiche e terrestri: la produttività e il rinnovamento delle risorse insieme al consumo e al livello disturbo (Bardgett, 2002). Su scala locale, produttività e diversità sono legate da una relazione unimodale cosicché il picco di diversità corrisponde ad un livello di produzione intermedio (Grime, 1973, Grace, 1999); ad alti livelli di produttività, la diversità decresce a causa dell'esclusione competitiva. L'esclusione competitiva tuttavia può essere anticipata da eventi di mortalità dovuti dal consumo o dal disturbo. Gli eventi di disturbo occasionali contribuiscono alla creazione di nicchie ambientali differenti che favoriscono la diffusione spaziale delle specie tramite processi di migrazione. In questo caso, l'esclusione competitiva è assente a causa del disturbo secondo la teoria "patch-dynamic" (Huston, 1979). Tuttavia, in relazione alla vita nel suolo, queste teorie ecologiche necessitano di ulteriori studi (Bardgett, 2002).

Nel corso dell'ultimo secolo, lo sviluppo industriale e tecnologico e l'aumento della popolazione umana hanno modificato drasticamente l'uso del suolo sottoponendolo ad uno sfruttamento molto intenso. L'incremento della produttività agricola, zootecnica e forestale nonché la costruzione di infrastrutture e l'espansione dei centri abitati hanno progressivamente deteriorato la risorse suolo. Secondo stime dell'UNEP, circa 52 milioni di ettari di terreno sono sottoposti a forme di degrado ad opera dell'uomo nel territorio europeo. Le cause del degrado sono molteplici, tra queste, le principali sono l'erosione e l'inquinamento. Fenomeni di deterioramento della qualità del suolo sono determinati anche dalla diminuzione della sostanza organica, della biodiversità e dal compattamento. L'erosione comporta la perdita dell'orizzonte più superficiale e più fertile del suolo privandolo della azione protettiva della vegetazione attraverso, ad esempio, il disboscamento, gli incendi e l'agricoltura. L'inquinamento, ovvero il fenomeno di accumulo di sostanze estranee alla natura e spesso non biodegradabili (metalli pesanti, PCB, IPA, etc..), provoca un cambiamento delle condizioni di vita nel suolo alterando le comunità vegetali ed animali. Le fonti di contaminazione diffuse o locali derivate dall'attività umana sono molteplici: agricoltura intensiva, emissioni industriali

o del traffico, insediamenti industriali, attività estrattive, discariche, etc.. sostanze come pesticidi, xenobionti e metalli pesanti hanno gravi effetti sulla funzionalità del suolo non ancora completamente chiariti (Menta, 2004). La diminuzione della sostanza organica e della biodiversità sono uno dei fattori principali che influenzano la vita nel suolo per la loro importanza nel contrastare l'erosione, nell'ospitare specie animali e vegetali, nel trattenere e trasformare le sostanze tossiche. L'uso dei veicoli in agricoltura e nelle foreste induce la compattazione del suolo che consiste in una riduzione e in un cambiamento della porosità del terreno, che è fondamentale per la sopravvivenza delle specie edafiche.

Le attività connesse con l'uso molteplice delle foreste producono pesanti impatti sul suolo, ancora poco studiati. Tra queste, le pratiche selvicolturali intensive possono provocare un'alterazione consistente delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche del suolo, che a sua volta, può compromettere la produttività di lungo periodo. La costruzione di strade di accesso può ridurre la produttività del suolo, la perdita di nutrienti, che a sua volta può ridurre la fertilità del suolo e, quindi, la crescita delle piante. Il compattamento del suolo, prodotto sia dai mezzi meccanici usati nella raccolta del legno sia dall'uso ricreativo, distrugge la porosità, provocando una diminuzione dei movimenti dell'aria e dell'acqua nel suolo (ciò induce una riduzione dell'aerazione del suolo con effetti negativi sulla crescita delle radici e sull'attività degli organismi coinvolti nel ciclo dei nutrienti). La compattazione inoltre determina un aumento della resistenza alla penetrazione delle radici. L'erosione del suolo conduce ad una rimozione del materiale superficiale incrementando la sedimentazione nelle acque superficiali.

Il suolo è un'entità estremamente complessa in cui hanno sede molteplici interazioni tra componente abiotica e biotica nella quale avvengono processi di degradazione e ricircolo della sostanza organica e dei nutrienti. Esso svolge funzioni fondamentali legate alla natura ed alle attività umane. Il suolo funziona come sito di decomposizione e di riciclo della sostanza organica, come riserva di azoto e di altri nutrienti. Svolge un ruolo fondamentale nel ciclo dell'acqua in quanto regola il drenaggio, il flusso e la riserva nel sottosuolo. Funziona come filtro per l'acqua e l'aria in quanto molti composti tossici o i nutrienti in eccesso subiscono processi di degrado e di immagazzinamento. È inoltre il supporto alla vita vegetale ed animale fornendo habitat chimico-fisici diversificati. Infine è il supporto fisico per l'agricoltura, le attività e le costruzioni umane.

Nel suolo avvengono numerosi processi importanti per la vita sulla terra come la decomposizione della sostanza organica e la trasformazione e il ciclo dei nutrienti. I prodotti

vegetali vengono degradati strutturalmente ed energeticamente attraverso la decomposizione mentre i cicli dei principali elementi chimici, C, N, S, F, vengono chiusi. La maggior parte degli organismi che vivono nel suolo sono eterotrofi poiché la produzione primaria, tranne che nelle radici delle piante, è quasi assente (Menta, 2009). Sinteticamente, si può affermare che l'input periodico di materiale vegetale morto viene attaccato e demolito da microflora, microfauna e pedofauna. I prodotti di tali demolizioni si disperdono nel suolo e vengono mineralizzati diventando così biodisponibili per le piante. Nelle prime fasi di demolizione della materia vegetale, entrano in gioco mesofauna e macrofauna che frammentano i detriti vegetali incrementando l'area superficiale e esponendo i suoi costituenti all'attacco successivo della microfauna e microflora. Gli organismi più grandi in genere stimolano l'attività microbica e distribuiscono i microorganismi all'interno del suolo; tramite il loro movimento, favoriscono il rimescolamento del substrato migliorando la velocità del processo decompositivo. Tutto segue un ritmo più intenso nelle foreste dove la quantità di materia vegetale che raggiunge il suolo è maggiore contribuendo ad incrementare la fertilità dell'ecosistema.

I residui vegetali (lettiera, rami, radici) costituiscono la più ampia frazione di carbonio in entrata nel suolo. Questo si presenta sia in forma solubile, rilasciato dalla decomposizione enzimatica del C insolubile e dalle piante come essudati radicali, sia in forma insolubile, come costituente delle pareti cellulari vegetali (cellulosa e lignina) e, infine, come biomassa di microorganismi del suolo. La decomposizione dei composti insolubili del carbonio è operata dai microorganismi, funghi e batteri, che grazie ad enzimi specifici sono in grado di demolire le complesse e resistenti molecole di cellulosa e lignina. Anche alcuni lombrichi possiedono degli enzimi nel tratto intestinale che consentono loro di demolire la cellulosa. Il carbonio resosi biodisponibile tramite questi processi di demolizione in parte ritorna nell'atmosfera sotto forma di CO₂, durante la respirazione aerobica (mineralizzazione del carbonio), in parte viene incorporato negli organismi. L'incompleta decomposizione della sostanza organica può portare all'accumulo di composti resistenti nel suolo che permangono sotto forma di humus. L'input di azoto nel suolo avviene principalmente attraverso la fissazione del N₂ atmosferico ad opera di alcuni microorganismi, batteri, attinomiceti e cianobatteri, in alcuni casi in simbiosi con alcune specie di piante. La quota di N₂ catturata dall'atmosfera varia in relazione alla quantità di O₂ presente nel suolo, al carbonio disponibile ed all'acidità del substrato. Nel suolo il ciclo dell'azoto comprende i processi di mineralizzazione (conversione dell'azoto organico in azoto minerale) ed immobilizzazione (prelievo di inorganico da parte dei microorganismi) che avvengono simultaneamente e coinvolgono la fauna edafica.

L'immobilizzazione avviene attraverso le radici delle piante, la biomassa microbica e gli animali del suolo, mentre la mineralizzazione è ristretta ai soli microrganismi ed animali (Menta, 2009). Nel suolo, l'azoto è coinvolto in altre reazioni biochimiche fondamentali: la nitrificazione e la denitrificazione. Durante la nitrificazione, l'ammoniaca è convertita in ioni nitrato attraverso un processo aerobio tramite alcuni batteri chemioautotrofi. Nella denitrificazione, gli ioni nitrato vengono ridotti in prodotti gassosi attraverso la respirazione anaerobica ad opera di alcuni batteri anaerobici facoltativi. Entrambi i processi influiscono sul pH del suolo. In relazione allo zolfo, la mineralizzazione e l'ossidazione di questo elemento è effettuata da interamente da microrganismi.

La sostanza organica del suolo è tutto il materiale prodotto dagli organismi viventi (piante ed animali) che si deposita nel suolo e subisce i processi di decomposizione. Essa è costituita da un ampio range di materiali che vanno dai tessuti animali e vegetali al misto di materiali decomposti noto come humus. La maggior parte della sostanza organica (60-90 %) del suolo deriva dalle piante. La rimanente materia secca consiste di carbonio, ossigeno, idrogeno e una piccola quantità di zolfo, azoto, fosforo, potassio, calcio e magnesio. La sostanza organica include una frazione organica attiva, che comprende i microrganismi (10-40%), e una materia organica resistente e stabile (humus). La quantità totale di sostanza organica è influenzata dalle proprietà del suolo e dalla quantità di input annuali di residui di piante ed animali. Essa svolge un ruolo primario di protezione della superficie del suolo oltre ad essere una riserva di nutrienti per la crescita delle piante.

1.4 – IL RUOLO DEGLI ORGANISMI NEL SUOLO

Il sistema suolo è costituito da aria, acqua, minerali, sostanza organica e micro- e macro-organismi, la cui diversità supera di vari ordini di grandezza quella delle comunità biotiche che vivono sopra il suolo (Heywood, 1995). In termini di numero di specie, l'entità della diversità del suolo è data da centinaia di migliaia di specie di funghi e batteri. La fauna del suolo comprende specie animali che includono la microfauna, la mesofauna e la macrofauna. È da rilevare come la conoscenza della fauna del suolo sia veramente scarsa (Bardgett, 2002) seppure questi organismi partecipano e favoriscono tutte le funzioni del suolo e costituiscono complesse reti trofiche, basilari per il funzionamento dell'ecosistema terrestre.

Il biota edafico, rappresentato da quegli organismi che svolgono almeno una parte del

loro ciclo biologico nel suolo, è costituito da organismi, essenzialmente eterotrofi, che partecipano alla demolizione della sostanza organica, al ciclo dei nutrienti ed alla formazione e sviluppo strutturale del suolo. Essi giocano un ruolo chiave in alcuni processi fondamentali come: la regolazione del ciclo del carbonio dal detrito vegetale all'atmosfera; il rifornimento di azoto inorganico alla piante attraverso la decomposizione e la fissazione biologica dell'azoto; la trasformazione del nitrato attraverso la denitrificazione; la biodegradazione dei contaminanti sintetici e naturali del suolo; la purificazione dell'acqua che attraversa il suolo fino alle acque sotterranee. In relazione agli organismi del suolo, il tipo, il numero e la biomassa dei vari organismi può cambiare da suolo a suolo, e spazialmente e temporalmente all'interno dello stesso tipo di suolo. Tuttavia, i funghi dominano per biomassa.

Nel suolo forestale, la presenza degli organismi è concentrata attorno alle radici, nella lettiera, sull'humus, sulla superficie e negli spazi degli aggregati di suolo. Per questo motivo tendono ad essere più abbondanti nelle foreste e nei sistemi di coltivazione che prevedono il deposito di biomassa sulla superficie. Il grado di interazione di questi organismi col suolo è in funzione delle loro abitudini di vita e della porzione di ciclo biologico che svolgono in esso cosicché è possibile suddividerli in quattro grandi categorie (Menta, 2008): geofili inattivi temporanei, geofili attivi temporanei, geofili periodici e geobionti. I geofili inattivi temporanei svolgono nel suolo solo una parte limitata del loro ciclo biologico (stadio di pupa) o della loro vita. Generalmente rientrano nelle reti trofiche edafiche come prede. I geofili attivi temporanei passano alcuni stadi di sviluppo (pupa attiva o larva) nel suolo da cui emergono nello stadio adulto. Le larve detritivore o predatrici hanno un'importanza considerevole nell'ecologia edafica. I geofili periodici passano in genere la fase larvale nel suolo e una volta adulti tendono comunque a mantenere rapporti con esso. Gli organismi geobionti sono invece quegli organismi estremamente adattati alla vita ipogea tanto che non sono in grado di abbandonarla neppure temporaneamente.

In relazione alle dimensioni corporee, è possibile classificare gli organismi del suolo seguendo lo schema proposto da Wallwork (1970) in microfauna, mesofauna, macrofauna e megafauna. A cui va aggiunta la categoria dei microorganismi. La microfauna (taglia compresa tra 20 μm e 200 μm) include i protozoi, una piccola parte degli acari, i rotiferi ed i nematodi. I protozoi colonizzano la superficie dei suoli misti, cibandosi di batteri ed altri organismi nelle vicinanze delle radici delle piante. I nematodi sono particolarmente abbondanti nei suoli proliferando nei pori acquosi del suolo. Molti di essi sono saprofitici mentre altri possono cibarsi di protozoi, funghi, radici delle piante o altri nematodi. La mesofauna (taglia compresa tra 200 μm e 2 mm) include i tardigradi, i collemboli, gli acari,

gli araneidi, opilioni, pseudoscorpioni, larve di insetto. I tardigradi si trovano tipicamente nei primi centimetri di suolo, si alimentano di alghe, di altri organismi e di sostanza organica. I collemboli sono insetti primitivi che si alimentano di vegetazione in decomposizione, di funghi e, in alcuni casi, di nematodi o di radici delle piante. Si tratta di organismi opportunisti (r-strategia), capaci di accrescere rapidamente le loro popolazioni in condizioni ambientali favorevoli. Gli acari sono uno dei gruppi di microatropodi più abbondanti nel suolo. Gli Acari oribatidi sono i più numerosi nel suolo, si cibano tipicamente di detrito e funghi e sono caratterizzati da strategia riproduttiva di tipo k. A differenza di questi, gli acari prostigmatici, Nella mesofauna sono compresi anche i proturi, i dipluri, gli pseudoscorpioni, i sinfili, i pauropodi. La macrofauna (taglia compresa tra 2 mm e 20 mm) comprende gli isopodi, i diplopodi, i chilopodi, gli scorpioni, gli araneidi, coleotteri, termiti, imenotteri, acari, lombrichi, gasteropodi e numerosi organismi scavatori del suolo. Gli Isopodi sono criptofozi vivendo tipicamente al riparo dalla luce e dal calore e cibandosi di materiale vegetale. I diplopodi sono saprofiti mentre i chilopodi sono predatori. Gli scorpioni sono criptofozi e mobili predatori di altri invertebrati. I ragni vivono sulla superficie del suolo e sono predatori di insetti edafici. Infine la megafauna (dimensioni > 20 mm) comprende oltre agli invertebrati di dimensioni maggiori anche piccoli vertebrati (anfibi, rettili, roditori).

1.5 - IL BIOMONITORAGGIO DEL SUOLO

La consapevolezza che il degrado del suolo rappresenta un problema ambientale di rilevanza globale con conseguenze sul piano economico e sociale hanno portato all'adozione di normative internazionali in ambito europeo. L'iniziativa della Commissione Europea del 2002, "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo", rappresenta il primo passo verso una politica di protezione del suolo. La nuova strategia europea si fonda su iniziative legate al suolo in politica ambientale, integrazione della protezione del suolo nelle altre normative europee, il monitoraggio del suolo, la messa a punto di azioni concrete in base ai risultati del monitoraggio. In Italia manca una normativa specifica per la tutela del suolo anche se è in aumento negli ultimi anni il numero delle norme dirette alla protezione di questa risorsa specialmente in ambito regionale. Si può fare riferimento al Decreto Legislativo n. 99 del 27/01/1992, che disciplina l'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura, al Decreto Legislativo n. 152 del 11/05/1999, relativo alla tutela delle acque dall'inquinamento dove il suolo assume grande importanza come filtro nel limitare l'ingresso di inquinanti nelle risorse idriche. Recentemente si può segnalare l'iniziativa dell'ANPA circa la stesura di una normativa

nazionale sulla tutela e il monitoraggio del suolo.

Poiché il suolo rappresenta una risorsa limitata da proteggere a lungo termine, diventa necessario sviluppare dei sistemi di monitoraggio per la raccolta di informazioni sulla qualità del suolo. La qualità del suolo è stata definita come “la capacità di uno specifico tipo di suolo di funzionare, all'interno dei confini, naturali o definiti dall'uomo, di un ecosistema, di sostenere la produttività animale e vegetale, di mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria, di sostenere la salute umana e le costruzioni” (Karlen et al., 1997). In ambito forestale il monitoraggio del suolo fornisce dati per verificare l'efficacia delle politiche di conservazione delle risorse biologiche, indicare il successo della gestione del territorio e diagnosticare la qualità di un territorio.

Gli organismi che vivono nel suolo possono essere utilizzati come bioindicatori, tuttavia devono soddisfare i seguenti requisiti: avere un ruolo importante nel funzionamento dell'ecosistema suolo; essere ampiamente distribuiti, comuni e facili da campionare; mostrare una risposta misurabile agli agenti inquinanti o al disturbo; mostrare una risposta riproducibile nelle stesse condizioni di esposizione al disturbo. Inoltre, i gruppi zoologici scelti devono essere facilmente trattati in laboratorio. La componente biologica dell'ecosistema suolo può essere considerata un buon indicatore per il fatto che prende parte a numerosi processi e funzioni del suolo, come la decomposizione della sostanza organica, il ciclo dei nutrienti, la sintesi delle sostanze umiche, l'aggregazione del suolo, il rilascio di energia (Nannipieri et al., 1990; Smith et al., 1993). Esistono numerosi esempi di indici ed indicatori biologici sulla qualità del suolo (Menta, 2008), che si riferiscono a diversi gruppi zoologici:

Tra questi si possono considerare i microrganismi, come batteri, attinomiceti, funghi, alghe. Questi microrganismi sono importanti per il loro effetto sulla attività e funzionalità del suolo poiché sono responsabili della decomposizione dei residui animali e vegetali, dell'immobilizzazione e della mineralizzazione dei nutrienti e del mantenimento della fertilità del suolo. Sia i batteri sia i funghi reagiscono velocemente al cambiamento delle condizioni ambientali modificando il tasso di attività metabolica, l'espressione genica, la biomassa e la struttura della comunità. Alcuni di questi parametri possono essere considerati dei buoni indicatori della qualità del suolo (Scholter et al., 2003). Per questa ragione, la “biomassa microbica” viene considerata un buon indicatore di cambiamento delle condizioni del suolo. La determinazione della biomassa microbica viene effettuata determinando la quantità totale di C immobilizzato all'interno delle cellule microbiche come una riserva di materia organica del suolo (Bloem et al., 2005). Recentemente una maggiore importanza è stata data alla

biodiversità microbica come indicatrice di stabilità della comunità e di stress. Il rapporto tra biomassa fungina e batterica viene usato come indicatore di qualità dei suoli: un rapporto vicino ad 1 è in genere tipico di suoli agricoli altamente produttivi mentre nei suoli delle praterie questo rapporto tende a scendere. Per le foreste, questo indice richiede ulteriori studi in quanto è emerso che le foreste decidue hanno un valore intermedio di questo indice. I suoli delle foreste di ontano sono dominate dalla biomassa batterica mentre i suoli delle foreste di pioppo da quella fungina. Lo studio delle interazioni tra diversità dei produttori primari e dei decompositori (comunità microbica) ha un ruolo fondamentale nella gestione delle pratiche agricole. Infatti i microrganismi del suolo controllano i processi di degrado dei xenobionti immessi nell'ambiente tramite l'agricoltura intensiva. In ambito forestale, il deterioramento della comunità microbica può avere un immediato e duraturo effetto sulla crescita vegetazionale (Kim et al., 2004). I cambiamenti nella comunità microbica sono spesso precursori di cambiamenti nella qualità e funzionalità dell'ecosistema foresta

Anche la microfauna (Protozoi e Nematodi) viene utilizzata nelle attività di monitoraggio. Questi organismi vivono principalmente nell'acqua interstiziale del suolo e possono essere usati negli studi di ecotossicologia ed hanno inoltre un buon potenziale di bioaccumulo. Insieme ai rotiferi, questi organismi costituiscono i cosiddetto hydrobios. I protozoi sono tra i microrganismi più abbondanti nei suoli forestali ed influenzano la composizione delle specie sul suolo. La comunità di nematodi del suolo è stata usata per sviluppare un indice di maturità che fornisce informazioni sulla funzionalità del suolo e può essere usato nel monitoraggio. Questo indice si basa sulla frequenza di famiglie ad alto tasso riproduttivo (r-strategia), con ciclo riproduttivo breve ed ampia tolleranza agli inquinanti e sulla frequenza di famiglie con ciclo riproduttivo lungo (k-strategia) con scarsa tolleranza agli inquinanti (Menta, 2008). Questi due gruppi ecologici sono considerati gli estremi di una scala di valori da cui è possibile calcolare l'indice di maturità (Bongers, 1990). attraverso il monitoraggio della dinamica dei questi organismi, è possibile determinare i cambiamenti dell'ecosistema e prevenire eventi di degradazione (Lal & Stewart, 1992).

La mesofauna che comprende organismi di taglia compresa tra 200µm e 20mm, come anellidi oligocheti, è molto comune nei primi 5 cm di suolo e partecipa ai processi di decomposizione e umificazione della sostanza organica.

Infine la macrofauna (taglia compresa tra 2 mm e 20 mm) comprende tutti gli organismi che svolgono una parte del ciclo biologico nel suolo. Questi hanno un ampio spettro di distribuzione, sono semplici da campionare, hanno un elevata capacità di bioaccumulo e una dieta fitofaga o saprofaga che li rende buoni indicatori (Cortet, 1999). Alla

macrofauna appartengono i lombrichi da cui è stato elaborato un indice di qualità del suolo (Bouché 1977) basato sulla proporzione relativa di tre gruppi ecologici, distinti per capacità fossorie ed abitudini di scavo, di lombrichi: epigei, endogeni, aneciche. Inoltre i lombrichi, come la specie *Eisenia fetida*, possono esseri usati nel campo dell'ecotossicologia. Anche gli isopodi, detritivori e fortemente legati agli ambienti umidi, sono interessanti nel monitoraggio dei suoli per il loro potenziale di accumulare metalli.

Altri metodi di valutazione della qualità del suolo si basano sullo studio della comunità vegetazionale o delle micorizze. La composizione vegetazionale e le proprietà di un ambiente sono strettamente correlate. Esiste infatti una stretta correlazione tra composizione floristica e fattori abiotici (De Boer, 1983). Le condizioni ambientali possono essere stimate in base alla composizione floristica con riferimento sia alle differenze nella combinazione di specie sia alla produzione di biomassa. Un'analisi vegetazione consente di evidenziare i pattern spaziali di differenti condizioni ambientali. Per esempio negli ambienti acquatici, la presenza di certe specie può essere usata come indice di eutrofizzazione. Inoltre comparando la vegetazione tra passato e presente, è possibile indicare i cambiamenti avvenuti in un luogo nel corso dei secoli. Inoltre variazioni di presenza/assenza di specie nella comunità vegetale possono essere utili nell'individuare situazioni di pressione/disturbo in atto su un ecosistema. Le micorizze fungine sono elementi chiave del biota microbico nel suolo in grado di influenzare positivamente la fitness delle piante, di mantenere la produttività di lungo periodo, la qualità del suolo. Molte piante sono altamente dipendenti per la loro crescita dalla colonizzazione delle micorizze tanto che possono essere considerate un prolungamento del loro apparato radicale (Bloem et al., 2005). La colonizzazione fungina dell'apparato radicale consente alle piante di accedere ad un volume maggiore per l'assorbimento dei nutrienti; essa gioca un ruolo importante anche nel trasferimento degli inquinanti, come i metalli pesanti con evidenti sintomi di deterioramento sulla pianta. Per il loro legame con le radici e il suolo, i funghi sono stati proposti come bioindicatori di tossicità come uno strumento integrativo delle procedure chimiche di estrazione dei metalli dal suolo. Lo stato micorizzico, inteso come vitalità degli apici micorizzati e specie fungine coinvolte, è infatti considerato un parametro sintetico idoneo a valutare le condizioni fitosanitarie di piante deperenti (Baldo, 2009).

1.6 - GLI ARTROPODI DEL SUOLO

Gli artropodi sono considerati buoni indicatori dei cambiamenti ecosistemici e delle

modificazioni di un habitat per la loro piccola taglia, breve tempo di generazione (Kremen et al., 1993), elevata sensibilità ai cambiamenti di temperatura e composizione (Schowalter et al., 2003). Gli artropodi giocano inoltre un ruolo chiave nella fertilità del suolo prendendo parte al ciclo dei nutrienti. Rappresentano una base fondamentale per le catene trofiche terrestri e sono vitali per la sopravvivenza della vita selvatica. La loro attività causa la frammentazione della materia organica, accelera la propagazione dei microrganismi, controlla l'attività delle colonie di funghi e batteri (Rusek, 1985).

Nelle attività di monitoraggio del suolo forestale vi sono studi che riguardano sia i singoli gruppi di artropodi sia l'intera comunità edafica. I gruppi usati più frequentemente includono gli acari, le lepidotteri, i coleotteri carabidi, i coleotteri cerambici, i coleotteri, i ragni, i miriapodi, i collemboli. In particolare, gli acari sono stati ampiamente monitorati nel caso di disturbo prodotto da tagli, pascolo, incendi, riconversioni o frammentazione delle foreste per la loro importanza eco-funzionale e sensibilità agli impatti. Le farfalle sono invece buoni indicatori dello stato di habitat seminaturali per la loro stretta associazione con alcune variabili come l'insolazione, la presenza di colline, i confini dell'ecosistema, l'abbondanza di specie erbacee, l'abbondanza di fiori, la diversità vegetazionale in quanto molte delle famiglie rispondono negativamente al disturbo. L'uso dei coleotteri carabidi è diffuso per il relativo basso costo di campionamento e la loro capacità di indicare cambiamenti ecosistemici nelle foreste boreali delle regioni temperate (Rainio and Niemela, 2003). I coleotteri cerambici sono inseriti in numerosi programmi di ricerca sulla biodiversità forestale in quanto le larve sono dipendenti dalla presenza del legno mentre gli adulti sono impollinatori occasionali negli ecosistemi forestali (Makino et al., 2007). Inoltre sono spesso associati con i frammenti di legno e i vecchi alberi di quercia negli ecosistemi forestali temperati. Per quanto concerne i ragni, sono considerati degli utili indicatori di impatto delle pratiche di gestione forestale proprio per la loro risposta differenziata agli impatti naturali o antropici (Pearce and Vernier, 2006) prodotti da taglio a raso, incendi, sviluppo vegetazionale, complessità dei popolamenti forestali. È stato osservato che i tagli a raso a strisce non influenzano l'abbondanza di questi organismi (Moore et al., 2001). Mentre le larve delle mosche impollinatrici (Diptera: Syrphidae) sono utili indicatori di biodiversità nella comparazione di vari habitat forestali, come giovani foreste secondarie, foreste miste, foreste vetuste (Meleque et al., 2009). Nei popolamenti forestali, un ruolo molto importante sulla diversità della fauna del suolo è giocato anche dai frammenti di legno morto presenti nel suolo in quanto offrono rifugio, risorse trofiche e siti per la riproduzione per molte specie. Alcuni studi hanno dimostrato che la presenza di questi frammenti influenza positivamente la presenza dei taxa saprofagi,

zoofagi e micetofagi (Jabin et al., 2004). La biodiversità dei collemboli e, in particolare, delle specie endemiche scende seriamente nelle foreste coltivate (Rusek, 1998). Per quanto riguarda i chilopodi, essi risultano essere sensibili alle diverse fasi successionali della foresta e alla sua struttura per il loro ciclo vitale relativamente lungo, la natura predatoria e scarsa capacità locomotoria (Grgic and Kos, 2005).

Queste proprietà rendono gli artropodi buoni indicatori dell'integrità ecosistemica nell'ambito delle pratiche selvicolturali (Maleque et al., 2008). Le pratiche selvicolturali sono state sottoposte a indagine proprio in relazione al loro impatto ambientale e al loro effetto sulla produttività e biodiversità dei siti. Ogni pratica di gestione forestale agisce su qualche elemento strutturale della foresta (legno morto, detriti di legno, sottobosco, piante erbacee, lettiera) che a sua volta influenza gli habitat della comunità di microartropodi (Maleque et al., 2009). Alcuni studi effettuati nelle foreste Nordamericane, hanno dimostrato l'impatto negativo della raccolta degli alberi e della preparazione dei siti con evidente perdita di nutrienti e sostanza organica, alterazione del suolo e riduzione della produttività (Lickens et al., 1970). E' noto che la rimozione degli alberi tramite il taglio a raso influenza fortemente la fauna invertebrata del suolo. Altri autori (Bird et al., 2000) hanno invece osservato come la comunità di invertebrati sia in grado di recuperare velocemente dopo eventi di disturbo causati dagli interventi selvicolturali (raccolta degli alberi e preparazione dei siti). Tanto che il taglio saltuario (*selection cutting*) viene considerata una pratica selvicolturale sostenibile (Phillips et al., 2006; Jacobs et al., 2007).

Seppure così importanti, pochi studi hanno riguardato l'impatto delle pratiche selvicolturali sulla comunità degli artropodi. È stato osservato che i tagli a raso hanno un effetto negativo sulla diversità degli artropodi. Moore et al. (2001) hanno osservato che il interventi selvicolturali a bassa intensità come il taglio saltuario inducono scarsi cambiamenti nella fauna ad artropodi probabilmente a causa delle presenza di aree integre di foresta vicino ai siti; della conservazione della volta arborea nelle aree sottoposte a taglio selettivo; della veloce colonizzazione della vegetazione e, infine, della elevata abbondanza di frammenti di legno morto lasciati al suolo dalle utilizzazioni forestali. Inoltre l'impatto del disturbo meccanico, associato agli interventi di gestione forestale, influenza fortemente la struttura della comunità di microartropodi; la densità dei collemboli e degli acari infatti tende a decrescere (Maraun et al., 2003). Alcuni studi (Siira-Pietikainen et al., 2003) hanno osservato l'effetto di diversi tipi di trattamenti selvicolturali sulla comunità di microartropodi evidenziando come il taglio raso o a buche producano il maggior cambiamento della fauna

edafica rispetto a metodi che prevedono un minore impatto sulla struttura del bosco (p.e. taglio saltuario). Ciò sembra essere legato principalmente all'alterazione della lettiera forestale. Certamente la conversione delle foreste vetuste in coltivazioni agricole, pascoli o foreste coltivate produce un conseguenze sulle comunità e gli habitat dei microatropodi del suolo in quanto diminuisce la ricchezza in specie con un decremento dei taxa specialisti a favore di quelli generalisti o opportunisti.

2 - L'INDICE QBS-ar

L'indice QBS-ar (Qualità Biologica del Suolo) è stato messo a punto dal Prof. Parisi dell'Università di Parma (2001) come indicatore sintetico di qualità dei suoli tramite lo studio della comunità di microartropodi. L'indice si basa su un approccio innovativo allo studio della comunità edafica in quanto prescinde dall'identificazione tassonomica degli organismi che vivono nel suolo ma fa riferimento al principio delle Forme Biologiche (Sacchi and Testard, 1971; Parisi, 1974). L'approccio detto “life-form” consiste nell'analisi dei caratteri ecomorfologici tipici della vita sotterranea e sviluppati per convergenza evolutiva in gruppi di artropodi, tassonomicamente distanti, che hanno in comune la vita ipogea. Molti organismi adattati alla vita nel suolo presentano caratteri comuni come la riduzione delle dimensioni del corpo (miniaturizzazione), la riduzione della lunghezza delle appendici (zampe o antenne), la perdita della funzionalità degli occhi, che in alcuni casi può arrivare alla anoftalmia, la depigmentazione, riduzione della capacità di salto o di volo. Contemporaneamente sono stati sviluppati caratteri di adattamento alla vita sotterranea come la presenza di chemiorecettori o idrorecettori. Questo approccio consente di valutare il livello di adattamento alla vita ipogea e la biodiversità edafica superando le difficoltà legate all'identificazione delle specie. Il principio su cui il QBS-ar si basa è il seguente: maggiore è il numero di microartropodi adattati alla vita ipogea maggiore è la qualità del suolo. Il confinamento dei gruppi della mesofauna atmobiotica ha determinato una loro completa dipendenza dai fattori edafici, determinando l'impossibilità per i gruppi che la compongono di sopravvivere al deterioramento dell'habitat suolo (Menta, 2008). Questi organismi svolgono il loro ciclo biologico in stretta dipendenza col suolo con cui interagiscono in diversi modi influenzandone le caratteristiche e la funzionalità. Le zoocenosi del suolo è noto infatti essere un importante descrittore della qualità del suolo (Parisi, 2001).

Al fine di standardizzare l'indice, è stato messo a punto un protocollo di raccolta e trattamento dei campioni che prevede le seguenti fasi: prelievo del campione, estrazione dei microartropodi, determinazione delle forme biologiche, calcolo del QBS-ar. In ogni sito di studio viene individuata un'area omogenea per copertura vegetale, esposizione e pendenza, delle dimensioni di 10m x 10m sulla cui diagonale vengono prelevati i campioni di suolo. In genere si raccolgono tre repliche, alla distanza di almeno 1 m l'una dall'altra, per estrapolare un valore dell'indice QBS-ar. Il campione di suolo delle dimensioni di 10cm x 10cm x 10 cm può essere raccolto con una comune vanga e successivamente riposto in sacchi

opportunamente etichettati. Una volta raggiunto il laboratorio il campione viene posizionato nel selettore di Berlese-Tullgren entro 48 ore dal prelievo al fine di avviare l'estrazione dei microartropodi. Sinteticamente, il selettore è costituito da un setaccio con maglia di 2mm sopra il quale è posizionata una lampadina. La fonte di luce e calore mette in fuga gli organismi che tenderanno a spostarsi nelle parti più profonde della zolla fino a cadere sotto il setaccio dove è posta una provetta contenente una soluzione, costituita da alcool e glicerina, per la conservazione degli organismi.

Terminata la procedura di estrazione, si procede al riconoscimento delle forme biologiche con l'aiuto di uno stereomicroscopio in laboratorio. Il riconoscimento prevede l'identificazione dei principali gruppi di microartropodi del suolo in grandi categorie tassonomiche (classi) all'interno di queste si può procedere all'attribuzione di un punteggio derivante dall'osservazione dei caratteri somatici espressione di adattamento alla vita ipogea. Tali caratteri di facile lettura (Menta, 2008) e caratterizzanti le varie forme biologiche sono sinteticamente la miniaturizzazione del corpo, la riduzione della pigmentazione, riduzione della lunghezza delle appendici o loro degenerazione, atrofia o sparizione delle ali, riduzione dell'apparato visivo, presenza di strutture apomorfiche di adattamento alla vita ipogea. Per ogni gruppo tassonomico è indicato un punteggio di riferimento detto EMI (indice ecomorfologico), che varia tra 1, minimo adattamento alla vita nel suolo, a 20, massima forma di adattamento alla vita sotterranea (tab. 1). Per alcuni gruppi tassonomici esiste un solo valore EMI che può corrispondere a 1, 10 o 20 a seconda del loro livello di adattamento. Per altri gruppi invece esiste un *range* di valore EMI che possono essere attribuiti in relazione all'osservazione di quei caratteri somatici sopra descritti. Al termine di queste operazioni si procede al calcolo del valore finale dell'indice QBS-ar che è dato da un cosiddetto valore massimale. Operativamente, si rileva il massimo EMI di ciascun gruppo tassonomico raccolto in un certo sito di studio, tenendo in considerazione la presenza anche di un solo organismo in una sola replica, e si procede alla somma di questi valori EMI (valore finale dell'indice QBS-ar).

2.1 - APPLICAZIONI DELL'INDICE QBS-ar

Gli studi finora condotti in cui l'indice QBS-ar è stato applicato a suoli di diversa origine hanno rivelato come l'indice mostri una certa sensibilità ed affidabilità nel determinare la qualità dei suoli. In particolare, notevoli differenze dei valori dell'indice QBS-ar sono state

osservate tra suoli forestali ed aree coltivate. Nelle aree forestali sono stati osservati i valori più elevati talora superiori a 200 (Parisi, 2001). Nei boschi coltivati i valori dell'indice tendono a scendere (< 160) e variano in relazione al tipo di coltivazione adottata (tradizionale o biologica). Nelle aree agricole i valori dell'indice tendono a variare tra 88 e 108 (dati riportati in letteratura, Parisi et al., 2005; Gardi et al., 2002, Aspetti et al., 2009) a seconda del diverso tipo di gestione agricola del suolo e delle diverse coltivazioni. In genere l'agricoltura biologica porta ad un miglioramento dell'indice QBS-ar (Parisi, 2001). In tab. 2 vengono riportati i valori assunti da questo indice in diverse aree.

Tab. 1 – Valori rilevati dall'applicazione dell'indice QBS-ar tratti da: Parisi, 2001; Parisi et al., 2005; Gardi et al., 2002, Aspetti et al., 2009; Paparatti, dati non pubblicati;

Uso del suolo	QBS-ar (max)	QBS-ar (min)
Faggeta	216	134
Bosco n.d	188	141
Querceto-sughera	289	225
Castagneto coltivato	157	107
Cespuglieto	152	121
Brachipodietum	232	137
Vaccinietum	162	90
Campo coltivato	132	40

3 – OBIETTIVI DELLO STUDIO

Il monitoraggio delle componenti ecosistemiche gioca un ruolo chiave nell'acquisire i dati di base per valutare l'impatto della gestione del territorio e per pianificare la conservazione delle risorse biologiche. Conservare la qualità del suolo è un fattore cruciale per la tutela della biodiversità e la gestione sostenibile delle risorse rinnovabili. Tuttavia, gli studi sulle comunità del suolo sono ancora in una fase preliminare e l'informazione sulla diversità della fauna edafica è scarsa con ancora pochi studi sui *patterns* di distribuzione della biodiversità del suolo attraverso il paesaggio (Bardgett, 2002; Callaham et al., 2006). Esiste quindi un urgente bisogno di stabilire un set di bioindicatori e di indici in grado di valutare le proprietà e di monitorare i cambiamenti della vita nel suolo. Scopo fondamentale delle attività di ricerca è quello di selezionare dei bioindicatori in situ per un ampio *range* di fattori ambientali ed in grado di rispondere al deterioramento o al miglioramento della qualità degli habitat dovuta a cambiamenti dell'uso del suolo e/o del clima (Ruf, 2003; Hodkinson and Jackson, 2005).

Il suolo determina la funzionalità e la composizione/struttura della vegetazione, serve come mezzo per la crescita delle radici e fornisce una matrice per i nutrienti necessari alla crescita delle piante (Minnesota Forest Resources, 1999). Il disturbo provocato dalle attività umane altera la qualità e quantità del detrito disponibile e le proprietà chimico-fisiche dei microhabitat fondamentali per la sopravvivenza dei microartropodi, molti dei quali sedentari e incapaci di spostarsi in conseguenza di alterazioni della qualità del suolo (Bird et al., 2000). La qualità edafica è definita come la capacità di uno specifico tipo di suolo di svolgere e sostenere le funzioni ecosistemiche, all'interno dei confini naturali o definiti dall'uomo, di sostenere la produttività vegetale ed animale, di mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria e di sostenere le attività umane e la salute (Doran and Parkin, 1994; Karlen et al., 1997). Questa può essere valutata tramite variabili chimico-fisiche (granulometria, sostanza organica, metalli pesanti, etc..) ed indicatori biologici. Gli indici biotici, basati sugli studi della comunità di invertebrati, sono stati recentemente sviluppati e sembrano essere degli strumenti promettenti nel monitoraggio della qualità del suolo (Deleporte, 1981; Guinchard and Robert, 1991; Paquin and Coderre, 1997; Cassagne et al., 2004; Parisi, 2001; Parisi et al., 2005; Menta et al., 2008). Gli invertebrati del suolo sono componenti fondamentali dell'ecosistema e giocano un ruolo importante nella degradazione della materia organica, nella regolazione del riciclo dei nutrienti, nel controllo dell'attività dei batteri e dei funghi,

nell'influenzare la struttura del suolo (Rusek, 1985; Lebrun, 1987; Toutain, 1987; Radea and Arianoutsou, 2002). Inoltre sono coinvolti nella frammentazione delle foglie morte e nella stimolazione della microflora decompositrice con conseguenti impatti sulla mineralizzazione della sostanza organica (Ponge et al., 1998). Infine, questi organismi sono estremamente sensibili al disturbo naturale o antropico (Deleporte, 1981; Hogervorst et al.; 1993; Paoletti, 1999) e sono riconosciuti come uno strumento utile nel valutare la qualità del suolo. Numerosi studi hanno descritto la struttura della comunità di invertebrati del suolo in relazione alla diversità, alla dinamica ed alla gestione forestale (Theenhaus and Schaefer, 1995; Paquin and Coderre, 1997; Kaneko and Salamanca, 1999; Bird et al, 2000; Jabin et al, 2004; Doblas-Miranda et al., 2007; Hedde et al., 2007). La gestione forestale produce importanti impatti sulla dinamica del suolo e il sovrasfruttamento generalmente provoca un drammatico e repentino cambiamento nella vegetazione influenzando significativamente la comunità di invertebrati del suolo. Allo stesso tempo, la diminuzione della fertilità del suolo può influenzare il livello di raccolta del legno e di altri prodotti e/o servizi che una foresta può fornire (ad esempio gli habitat per la vita selvatica, la biodiversità) (Minnesota Forest Resources, 1999).

In questo studio la qualità del suolo è stata analizzata attraverso un indice biologico, l'indice QBS-ar, basato sul presupposto che maggiore è la qualità del suolo, maggiore sarà il numero di gruppi di microartropodi adattati alla vita edafica (Parisi et al., 2005; Menta et al., 2008; Gardi et al., 2008). Particolare attenzione è stata posta ai popolamenti forestali con diverso livello di disturbo, in particolare da compattamento del suolo provocato dalle utilizzazioni forestali, dal pascolo, dall'uso ricreativo dei boschi. Nel caso di uso multiplo di un sito forestale (legno, pascolo e uso ricreativo), in ambiente mediterraneo, la compattazione del suolo può alterare profondamente i microhabitat della fauna edafica e la produttività della vegetazione poiché determina una diminuzione della capacità di campo. Dato che la compattazione produce un decremento della porosità del suolo e della capacità di ritenzione dell'acqua, questo viene considerato come un tipo di impatto target che necessita di essere monitorato e gestito nella pianificazione delle risorse, in particolare nel mediterraneo.

Lo scopo di questo studio è quello di valutare la qualità del suolo in diverse foreste del Centro Italia con diversi tipi di gestione (ceduo, altofusto e foresta vetusta secondaria). Per ciò che concerne gli impatti antropici, l'ipotesi seguita è stata quella di verificare se ad un maggiore grado di impatto corrisponde un più basso livello di biodiversità nel suolo. Allo stesso tempo si è voluto analizzare la velocità di risposta della fauna edafica in seguito ad interventi di rimboschimento.

4 - MATERIALI E METODI

4.1 - DESCRIZIONE DELLE AREE DI STUDIO

Le aree forestali studiate sono localizzate nel Centro Italia (Regioni: Lazio, Toscana; province: Viterbo, Roma, Grosseto) ad un'altitudine compresa tra 3 m s.l.m e 1045 m s.l.m (Fig. 1). Sono state considerati cinque diversi grandi tipi compositivi-strutturali, ciascuno dominato da una specie diversa: *Fagus sylvatica*; *Castanea sativa*; *Quercus cerris* e *Quercus pubescens*, *Quercus ilex*, *Pinus pinea*. Le foreste studiate differiscono, oltre per la composizione/stadio successionale, per gestione selvicolturale/struttura e tipo di impatto subito (Tab. 2). Per ogni tipo compositivo-strutturale studiato, è stato scelto un numero variabile di aree di indagine in relazione allo specifico impatto indagato sul suolo (passaggio di automezzi, uso ricreativo delle aree forestali, tagli di ceduzione o di conversione, presenza di buche naturali nel soprassuolo o apertura di buche in popolamenti cedui oltretutto). In ogni popolamento forestale, i siti sono stati considerati impattati quando erano presenti evidenti segni di disturbo del suolo al momento del campionamento. Inoltre per alcuni popolamenti forestali è stato possibile effettuare dei campionamenti successivi in stagioni diverse per valutare l'effetto della siccità estiva sul suolo. Ciascuna area di studio è identificata dalla media delle coordinate (riportata nelle parentesi, UTM) dei siti campionati.



Fig. 1 – Ubicazione dei siti di campionamento

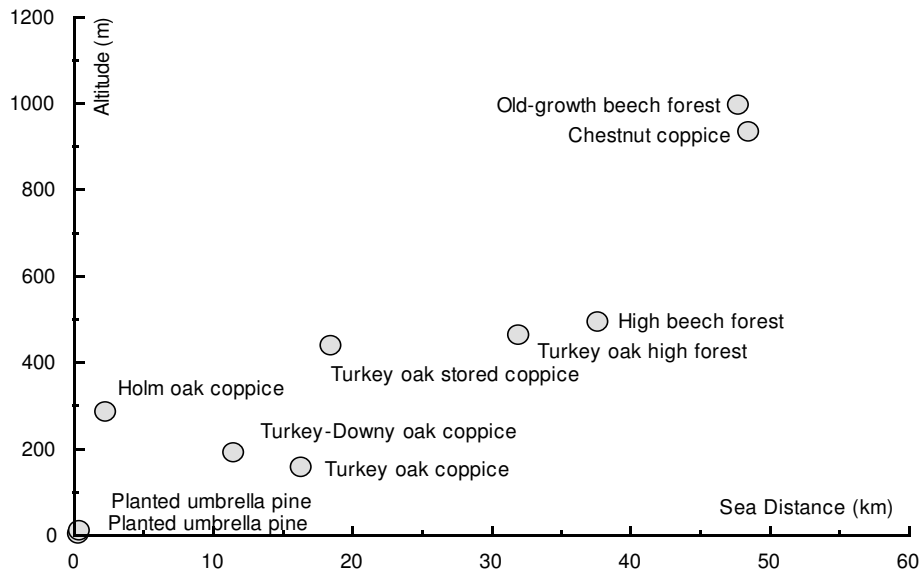


Fig. 2 – Distribuzione dei siti di indagine lungo il gradiente altitudinale-climatico.

I boschi a dominanza di *F. sylvatica*

Sono state considerate due aree di studio: una foresta vetusta secondaria situata a Soriano nel Cimino, Viterbo, e una foresta ad alto fusto situata sulle pendici che si affacciano sul lago di Vico, Viterbo. La Faggeta del Monte Cimino è una foresta vetusta secondaria in cui l'utilizzazione del bosco manca ormai da più di mezzo secolo (Piovesan et al, 2008): gli ultimi tagli risalgono al 1947-49. Precedentemente, il bosco veniva utilizzato oltre che per la raccolta della legna da ardere anche per il pascolo del bestiame. La faggeta del Cimino è dominata da esemplari di faggio la cui età può superare i 200 anni (età media dei grandi alberi 140 anni) e l'altezza può sfiorare i 50 m. Il comprensorio del Monte Cimino è stato riconosciuto come S.I.C. e Z.P.S., denominato "Monte Cimino: versante nord", in quanto ospita habitat e specie della flora e della fauna di interesse comunitario. In particolare, la faggeta è considerata habitat prioritario sotto il nome di "Faggete degli Appennini con *Taxus* ed *Ilex*" (questo habitat si presenta semplificato: il tasso non è più presente e l'agrifoglio rimane solo con pochi esemplari). Nella foresta, tra le specie sporadiche troviamo alcuni aceri (acero di monte, *Acer pseudoplatanus*, e acero opalo, *Acer opalus*), il carpino bianco, *Carpinus betulus*, e il ciliegio selvatico, *Prunus avium*, (Alessandrini et al., 2008). Lo strato arbustivo, poco sviluppato, è caratterizzato dal sambuco e dall'edera; lo strato erbaceo può includere, a seconda del periodo dell'anno, specie come il bucaneve (*Galanthus nivalis*), la scilla silvestre (*Scilla bifolia*), la colombina cava (*Cordylis cava*), la mecorella bastarda (*Mercurialis perennis*), la melica comune (*Melica uniflora*) e la campanula selvatica

(*Campanula trachelium*). I siti di campionamento sono situati ad un'altitudine compresa tra 1024 e 1045 m s.l.m..

La faggeta del lago di Vico è una foresta ad altofusto localizzata lungo una delle direttrici stradali che portano al Lago di Vico e risente della presenza turistica durante la stagione estiva. Lo strato arbustivo è praticamente assente mentre nello strato erbaceo è da segnalare la presenza del *Ruscus aculeatus* pungitopo. L'altitudine dei siti di campionamento è compresa tra 500-650 m s.l.m..

I boschi a dominanza di *C. sativa*

I castagneti si trovano a Soriano nel Cimino, Viterbo, all'interno del S.I.C./Z.P.S. "Monte Cimino: versante nord". I boschi dominati da *C. sativa* si estendono rigogliosi sul Monte Cimino e sono stati riconosciuti habitat di interesse comunitario, "Foreste di *Castanea sativa*". I castagneti del Monte Cimino cingono la faggeta cacuminale scendendo fino al piano collinare ad un'altitudine compresa tra i 950 e 550 m s.l.m. (Alessandrini et al., 2008). Le specie associate sono i carpini, i frassini e gli aceri. Alcuni boschi sono lasciati all'evoluzione naturale (oltretutto) altri sono invece cedui matricinati con impatti legati alle utilizzazioni forestali, come l'apertura di buche. Due siti di campionamento sono posizionati in prossimità dell'ecotono della faggeta vetusta del Cimino mentre i rimanenti sono posizionati a quota inferiore.

I boschi a dominanza di *Q. cerris*

I boschi misti submediterranei a dominanza di *Q. cerris* e *Q. pubescens* sono situati in 4 distinte località: Monti della Tolfa, Roma; Vetralla, Viterbo; Tarquinia, Viterbo; Canale Monterano, Roma. I boschi dei Monti della Tolfa e di Vetralla sono a dominanza di *Q. cerris*. Il bosco di Tolfa (cerreta di Montepiantangeli) è un ceduo olteterno mesofilo misto e deperiente con attacchi di *Biscognauxia mediterranea*, non sottoposto al taglio dagli anni 70' dove sono stati condotti degli interventi selvicolturali a carattere sperimentale (diradamenti, apertura di buche) finalizzati alla conversione all'alto fusto. Il popolamento è costituito quasi esclusivamente da cerro associato con acero campestre (*Acer campestre*), acero opalo (*A. opalus*), acero minore (*A. monspessulanum*), carpini (*Carpinus betulus*, *Ostrya carpinifolia*), orniello (*Fraxinus ornus*), ciavardello (*Sorbus torminalis*), melo selvatico (*Malus sylvestris*), olmo montano (*Ulmus glabra*), sorbo domestico (*Sorbus domestica*) e corniolo (*Cornus mas*).

A queste specie arboree si aggiungono specie arbustive come il biancospino (*Crataegus monogyna*) e il pungitopo. Le aree di prelievo si trovano ad un'altitudine compresa tra 430 e 490 m s.l.m., con una pendenza media di circa 32% ed un'esposizione prevalente verso nord.

Il bosco di cerro di Vetralla è un alto fusto con alberi di apprezzabili dimensioni in cui da oltre un ventennio non vengono condotti interventi selvicolturali. Si tratta di un ambiente mesofilo misto dove, accanto al cerro, si rileva la presenza di acero opalo e carpino bianco. Altre specie frequenti nelle cerrete di Vetralla (Plutino, 2003) sono il nocciolo, i comuni biancospini, i cornioli, il nespolo (*Mespilus germanica*), l'agrifoglio (*Ilex aquifolium*), il sorbo comune, il ciliegio, il ligustro (*Ligustrum ovalifolium*) e il sambuco nero (*Sambucus nigra*). L'altitudine dei siti di campionamento è di 461-469 m s.l.m..

I boschi di Canale Monterano (comprensivi di particelle recentemente tagliate) e Tarquinia (ultimo taglio: 1988) sono cedui matricinati situati in area collinare e utilizzati anche per il pascolo brado di vacche e ovini. Il bosco di Canale Monterano è collocato all'interno della Riserva Naturale "Canale Monterano" ed i siti di campionamento si trovano nelle località Guallo, Rafanello ed Acquedotto. Il ceduo di cerro si presenta misto con latifoglie quali acero campestre, acero minore, orniello, rovere, carpino nero, carpino bianco e rari individui di castagno. Le specie arbustive associate sono il prugnolo (*Prunus spinosa*), il pero selvatico (*Pyrus pyraster*), il corniolo e il rovo (*Rubus fruticosus*). Le aree di indagine sono collocate ad un'altitudine compresa tra 200 e 320 m s.l.m..

Infine le aree di campionamento nei querceti di Tarquinia sono situate ad un'altitudine tra 170 e 214 m s.l.m., con una pendenza media del 20%. Il bosco è caratterizzato da uno strato arbustivo con presenza di corniolo, rovo, pungitopo. I boschi sono di proprietà dell'Università Agraria di Tarquinia e sono cedui matricinati a dominanza di cerro dove l'ultimo taglio risale circa agli anni 80' (età media degli alberi: 15-20 anni).

I boschi a dominanza di *Q. ilex*

Il sito studiato è localizzato sul Monte Argentario, Orbetello, Grosseto, e rientra nel S.I.C. “Monte Argentario, Isolotto di Porto Ercole e Argentarola”. Si tratta di un bosco meso-mediterraneo governato a ceduo matricinato non sottoposto ad evidenti impatti antropici. Lo strato arboreo è dominato dal leccio, spesso accompagnato da *Fraxinus ornus* e sono presenti delle specie sempreverdi come *Laurus nobilis*, o semidecidue come *Q. suber*. Tra gli arbusti sono generalmente presenti *Phyllirea variabilis*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacea terebinthus*, *Viburnum tinus*, *Erica arborea*. La quota del sito di prelievo è intorno ai 400 m. s.l.m..

I boschi con *P. pinea*

Le pinete sono rimboschimenti più o meno recenti situati lungo la costa del Mar Tirreno. Tre siti di indagine sono localizzati all'interno della Riserva Naturale “Duna Feniglia”, Orbetello, Grosseto. Le aree campionate si trovano all'interno della pineta adulta di pino domestico, che occupa la fascia territoriale tra la laguna e il mare. Nello strato dominato si rileva una vegetazione arbustiva tipicamente mediterranea con fillirea, lentisco, mirto ed erica arborea. Frequenti inoltre specie come il leccio, *Q. ilex*, la sughera, *Q. suber*. La fascia a contatto con la laguna si presenta con alberi deperienti di pino domestico e macchia mediterranea. Nella transizione dalla laguna al mare, la composizione della lettiera cambia essendo inizialmente eterogenea poi costituita principalmente da aghi di pino (ben compattati nel suolo per una profondità di circa 20 cm). Le stazioni scelte sono disturbate dal pascolo e dal calpestio degli ungulati, dal passaggio di turisti e da fenomeni di ingressione di acqua marina (per il sito campionato in prossimità della laguna).

Gli altri siti di indagine (6) con boschi a *Pinus pinea* sono localizzati nel comune di Tarquinia, Tarquinia Lido, ed in località S. Giorgio. Due dei siti situati a Tarquinia Lido sono recintati ed interdetti al passaggio di turisti e/o automezzi, l'altro è invece attrezzato con aree di sosta/pic-nic. Infine per quanto riguarda S. Giorgio, due aree di campionamento sono situate a ridosso della linea di costa liberamente accessibili ai fruitori della spiaggia. Non esiste vegetazione nel sottobosco e la lettiera è costituita fondamentalmente da aghi di pino. L'altra area, distante dal mare circa 600 m, è invece recintata con un sottobosco a terofite-graminacee.

Tab. 2 - Dati sintetici sulle aree di campionamento

Forest type	Localization	Geographic coordinates*	Sampling dates	Sampling sites	Soil Disturbance **	Maximum tree height (m)	Tree age (yrs)	Litter thickness (cm)	Bedrocks
Old growth beech forest	Soriano nel cimino (VT)	4698735 N 269811 E	28/04/2008; 16/09/08	9	Tractor (1), natural gap (2)	35 – 47	> 200	1 – 7	Volcanic
Beech high forest	Ronciglione (VT)	4687060 N 264961 E	15/04/2008	2		25-30	~150	4 - 8	Volcanic
Chestnut coppice with standards	Soriano nel cimino (VT)	4699437 N 270003 E	08/05/08 – 16/09/08	6	Recently coppiced (3)	25	2-25	1 – 8	Volcanic
Turkey oak stored coppice	Tofia (RM)	4674762 N 744807 E	02/03/07 – 12/03/07 - 16/03/07 - 07/11/07	13	Tractor (3), recently coppiced (6)	18	36	4 - 7	Volcanic
Turkey oak high forest	Vetralla (VT)	4685320 N 261264 E	15/04/2008	2		30-35	~150	2 – 5	Volcanic
Turkey oak coppice with standards	Canale Monterano (RM)	4668896 N 257895 E	16/05/08 – 22/10/07 - 24/10/07	11	Over grazing (1), recently coppiced (8)	10	3 – 22	3 – 6	Volcanic
Turkey- downy oak coppice with standards	Tarquina (VT)	4682685 N 733626 E	04/06/08	2		15 – 20	22	5 – 7	Sedimentary
Holm oak coppice	Orbetello (GR)	4698127 N 677587 E	11/12/07	1		15	~15	4	Sedimentar
Planted umbrella pine	Orbetello (GR)	4698510 N 682642 E	11/12/07	3	Recreational use(3), sea effect (1)	25	84	2 – 4	Sedimentary- Sandy
Planted umbrella pine	Tarquina Lido (VT)	4678244 N 723314 E	04/06/08 - 16/06/08	3	Recreational use (1)	10 – 25	~ 50	1 – 3	Sand
Planted umbrella pine	San Giorgio, Tarquinia (VT)	4674345 N 724835 E	04/06/08 - 16/06/08	3	Recreational use (2); sea effect (2)	10	24 - 35	1 – 3	Sand

*ogni popolamento è identificato dalla media delle coordinate geografiche dei siti di campionamento

** un sito di campionamento può essere sottoposto a più di un tipo di impatto

4.2 - CAMPIONAMENTO ED ANALISI DELLA FAUNA EDAFICA

Per ciascun popolamento rappresentante dei vari tipi compositivi-strutturali, è stato scelto un numero variabile di siti di campionamento in relazione ai tipi di impatto studiato.

Il campionamento del suolo è stato effettuato scegliendo delle aree quadrate (10m x 10m) omogenee per copertura forestale, pendenza, esposizione e pedologia, sulla cui diagonale sono stati effettuati i prelievi dei campioni di suolo, di dimensioni di 10x 10x 10cm. Le tre repliche sono state prelevate con una comune vanga alla distanza di almeno 1 m ciascuna e riposte in sacchetti di plastica opportunamente etichettati. Nello stesso giorno, i campioni sono stati collocati sul selezionatore di Berlese-Tullgren, costituito da un setaccio (maglia di 2 mm) posto sopra un imbuto di plastica sotto il quale si trova la provetta contenente una miscela di alcol (95%) e glicerina per la fissazione degli organismi. Alla distanza di circa 20 cm dal campione di suolo è collocata una lampadina come fonte di luce e calore necessari per provocare la fuga verso il basso degli organismi. I campioni sono stati tenuti nell'estrattore circa 10 giorni dopo i quali si è passati alla fase di analisi della selezione allo stereomicroscopio ed alla compilazione delle relative schede QBS-ar.

Questo indice non richiede l'identificazione della singola specie ma il riconoscimento di determinati caratteri morfologici che esprimono il livello di adattamento al suolo. All'interno dei diversi gruppi tassonomici, si attribuisce un punteggio alle diverse forme biologiche indicato dall'acronimo EMI (Indice Ecomorfologico) (Tab. 3). In ciascun gruppo, si prende in considerazione solo la forma biologica meglio adattata al suolo, a cui corrisponde il valore EMI maggiore. Dalle tre repliche si computa il valore EMI maggiore la cui somma restituisce il valore del QBS-ar massimale.

Tab. 3 – Indice ecomorfologico (EMI) dei gruppi di microartropodi edafici^a (Parisi et al, 2005).

Group	EMI scores
Protura	20
Diplura	20
Collembola	1-20
Microcoryphia	10
Zygentomata	10
Dermaptera	1
Orthoptera	1-20
Embioptera	10
Blattaria	5
Psocoptera	1
Hemiptera	1-10
Thysanoptera	1
Coleoptera	1-20
Hymenoptera	1-5
Diptera (larvae)	10
Other holometabolous insects (larvae)	10
Other holometabolous insects (adults)	1
Acari	20
Araneae	1-5
Opiliones	10
Palpigradi	20
Pseudoscorpiones	20
Isopoda	10
Chilopoda	10-20
Diplopoda	10-20
Pauropoda	20
Symphyla	20

^a Alcuni gruppi tassonomici ottengono un solo valore EMI mentre altri sono inclusi in un range di valori. Nel primo caso, il gruppo tassonomico è associato ad un valore EMI che è considerato il punteggio massimo rappresentativo della forma biologica meglio adattata alla vita nel suolo. Nel secondo caso, non si considera corretto attribuire un singolo valore EMI a causa della varietà di caratteri presenti all'interno di quel gruppo.

4.3 - ANALISI DEI DATI

I dati sono stati analizzati usando una combinazione di tecniche di analisi statistica univariata e multivariata. Le analisi statistiche sono state condotte ricorrendo al software PAST programme, ver. 1.34 (Hammer, 2001).

Inizialmente, il coefficiente di determinazione è stato usato per valutare la relazione esistente tra i valori dell'indice QBS-ar e il numero di taxa raccolti in ciascun campione.

Al fine di identificare i gradienti ecologici delle comunità edafiche, un'analisi delle componenti principali (Davis, 1986; Harper, 1999) è stata condotta su una matrice di correlazione di Spearman ottenuta dalla matrice rettangolare (siti campionati x gruppi tassonomici) dei valori EMI. La tecnica del bootstrasp resampling con 1000 repliche è stata impiegata per valutare il numero di assi informativi (Jackson, 1993). La significatività dei coefficienti degli eigenvectors è stata indagata determinando se il loro limite di confidenza al 95% (estratto dall'analisi dei bootstrap) si sovrappone allo zero. Gli eigenvectors sono stati considerati informativi se al limite due variabili erano significative su tale asse. Prima di effettuare l'analisi, gli acari e i collemboli, presenti in tutti i campioni con il massimo valore EMI (20), sono stati rimossi dalla matrice EMI. Al fine di eliminare i dati ridondanti, la PCA è stata condotta su una matrice dei dati EMI da cui sono stati esclusi anche i seguenti taxa: i dermatteri e i blattoidei, che mostrano una frequenza di ritrovamento inferiore al 5%, e i tisanotteri, gli emitteri, i psocotteri e i ditteri (adulti), il cui contributo al valore finale del QBS-ar è inferiore al 2%. La relazione tra PC1 e i valori del QBS-ar è stata esaminata tramite il coefficiente di determinazione.

Per verificare le variazioni della qualità del suolo e della struttura della comunità di microartropodi tra i siti non disturbati e quelli disturbati dal passaggio di veicoli o turisti, tra le diverse stagioni, tra i diversi tipi di gestione forestale, tra i tipi compositivi e le località campionate, sono stati utilizzati il test di Kruskal-Wallis (K-W; Zar, 1996) e l'analisi non parametrica MANOVA (Anderson, 2001). Il test K-W è stato applicato sui valori dell'indice QBS-ar ed è stato corretto per le code. Il test NPMANOVA è basato sulla misura della distanza di dissimilarità di Bray-Curtis applicata sulla matrice dei dati EMI. Quando la differenza tra la struttura delle comunità risultava significativa ($p < 0.05$), è stato effettuato il confronto a coppie dei due gruppi di campioni (post hoc test); il livello di significatività del confronto a coppie è stato corretto secondo la statistica di Bonferroni (1935; 1936). La procedura statistica SIMPER (cut-off $\approx 70\%$, Clarke, 1993), basata sulla misura di distanza di Bray-Curtis, è stata utilizzata per valutare il contributo percentuale di ciascuna specie alle similarità osservata tra gruppi di campioni. Inizialmente i test statistici sono stati condotti sul set complessivo dei dati raccolti. Successivamente, l'analisi sui valori dell'indice QBS-ar e sui dati EMI è stata condotta, ove possibile, sul set di dati delle singole cenosi.

5 – RISULTATI

5.1 - LA COMUNITÀ DI MICROARTROPODI FORESTALE

Nei suoli degli ecosistemi forestali dell'Italia centrale sono stati riconosciuti e utilizzati per il calcolo del QBS-ar 26 gruppi di microartropodi. Il subphylum chelicerata è rappresentato da 5 taxa: aracnidi, pseudoscorpioni, palpigradi, opilioni e acari. I mandibolati sono presenti con gli isopodi (1 gruppo) e con i tracheati, questi ultimi rappresentati da 17 gruppi tassonomici. Gli acari ed i collemboli sono stati raccolti in tutti i siti esaminati con un valore EMI pari a 20. I chilopodi, gli imenotteri, i coleotteri e le larve di coleottero presentano ciascuno una frequenza di ritrovamento superiore al 90%. Araneidi, diplopodi, sinfili, pauropodi, proturi, dipluri e larve di ditteri sono stati riconosciuti in più della metà dei siti forestali studiati. Può invece essere definita rara la presenza di palpigradi, isotteri, embiotteri, dermatteri e blattoidei raccolti in meno del 10% dei siti indagati.

Nel 56% dei siti forestali esaminati il numero dei gruppi ecomorfologici raccolti varia tra 10 e 15. Sono stati rilevati valori maggiori di 15 in circa un terzo dei siti campionati ed inferiori a 10 in circa il 13% dei siti indagati.

Una correlazione significativa ($r = 0.87$, $p < 0.001$, $n = 55$) esiste tra i valori dell'indice QBS-ar e il numero dei gruppi tassonomici rilevati in ciascun sito di prelievo (Fig. 3). La massima ricchezza di taxa (19 gruppi tassonomici) infatti è stata rilevata nel campione di suolo della cerreta di Canale Monterano a cui è associato il massimo QBS-ar rilevato (24/10/2007) mentre la minima diversità tassonomica (pari a 7 gruppi ecomorfologici) è associata al campione di suolo raccolto nella pineta di San Giorgio a cui è riferito il minimo valore di QBS-ar pari a 71 (04/06/2008). Sempre in ceduo quercino di Canale Monterano è stato rinvenuto un ulteriore campione di QBS > 250 (24/10/2007) mentre un altro ancora nel castagneto oltretorno dei Monti Cimini (08/05/08).

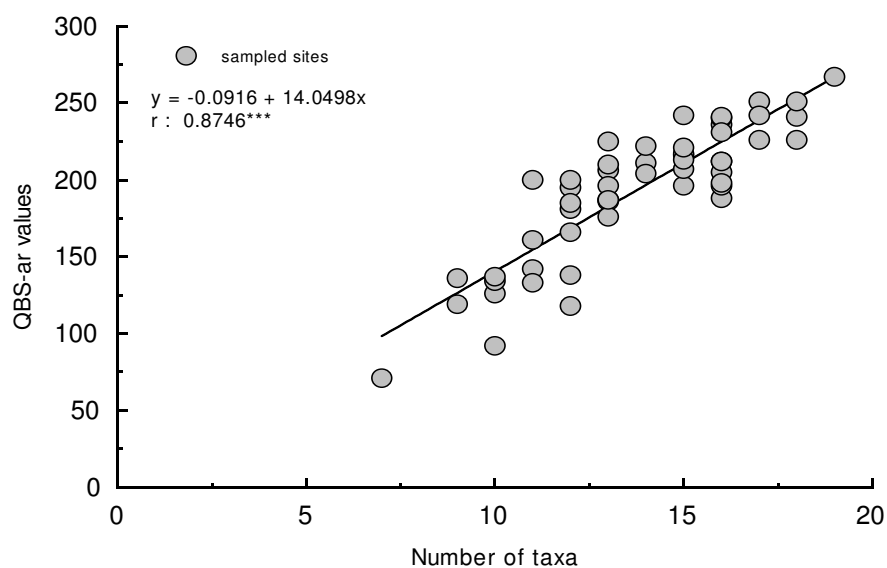


Fig. 3 – Relazione tra il numero di taxa ecomorfologici e i valori di QBS-ar.

La distribuzione dei valori di QBS-ar tra i campioni di suolo è descritta dalla Fig. 4. Il 45% dei campioni analizzati mostra un valore del QBS-ar compreso nell'intervallo tra 200 e 250; essi provengono dai boschi di latifoglie decidue e sempreverdi (esclusa la faggeta del Lago di Vico). Circa un terzo dei campioni analizzati presenta valori di QBS-ar compresi tra 150 e 200. In questo caso, la percentuale più consistente di campioni è stata prelevata nelle faggete e nelle cerrete. Per valori inferiori dell'indice QBS-ar, compresi tra 100-150, si rileva come il 90% dei campioni di suolo proviene da due tipologie forestali: le pinete litoranee e la cerreta dei Monti della Tolfa. Infine i campioni con QBS-ar inferiore a 100 (2) provengono solo dalle pinete litoranee.

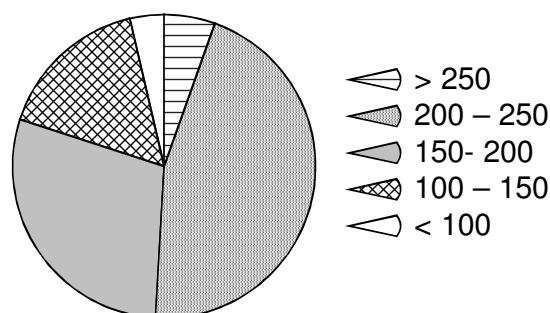


Fig. 4 – Distribuzione dei valori di QBS-ar.

5.2 - L'ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI

Nel complesso, le prime due componenti spiegano il 46.1% della varianza totale (Fig. 5). PC1 (31% della varianza) mostra una correlazione inversa significativa con i valori del QBS-ar (Fig. 6). Questa prima componente può essere interpretata come un gradiente di qualità dei suoli forestali. I punti campione legati alla massima qualità del suolo sono raggruppati nel semiasse negativo di PC1. Questi appartengono a differenti tipi di foreste decidue e includono l'unico punto campione proveniente dalla lecceta sempreverde del Monte Argentario.

I gruppi ecomorfologici che contribuiscono maggiormente a questo gradiente di qualità sono i seguenti: proturi, dipluri, coleotteri, pauropodi, sinfili, chilopodi, larve di ditteri e gli opilioni (fig. 7a). Sul lato opposto di PC1, sono distribuiti i punti campione correlati ad una scarsa diversità edafica. Questi punti di prelievo provengono dai siti forestali caratterizzati da impatti dovuti alla compattazione del suolo.

PC2, che spiega il 15.1% della varianza totale, è correlato al ruolo centrale degli pseudoscorpioni (Fig. 7b). PC3 (12% della varianza totale) è invece correlato alla presenza dei diplopodi (dati non presentati). Tuttavia data la relazione con un solo fattore, particolare cautela va posta nell'interpretazione di questi assi che sembrano caratterizzare innanzitutto alcune pinete e querceti termofili. Altri 4 assi, pur soddisfacendo il Jolliffe cut-off, non sono stati considerati poiché l'analisi bootstrap non ha rilevato fattori significativi.

Ripetendo l'analisi delle componenti principali con l'esclusione dei siti disturbati da impatto, la varianza di PC1 diminuisce considerevolmente (24.2%). Questa componente risulta essere infatti legata alla presenza di pochi taxa di microartropodi quali pseudoscorpioni, opilioni e coleotteri. E' interessante notare come i PC1 scores siano ancora correlati ai valori di QBS-ar. Pertanto PC1 può essere ancora considerato come un indicatore della qualità dei suoli ($r=0.72$; $P<0.05$). Infine, PC2 (18.2% della varianza totale) risulta legato alla presenza dei proturi nel suolo.

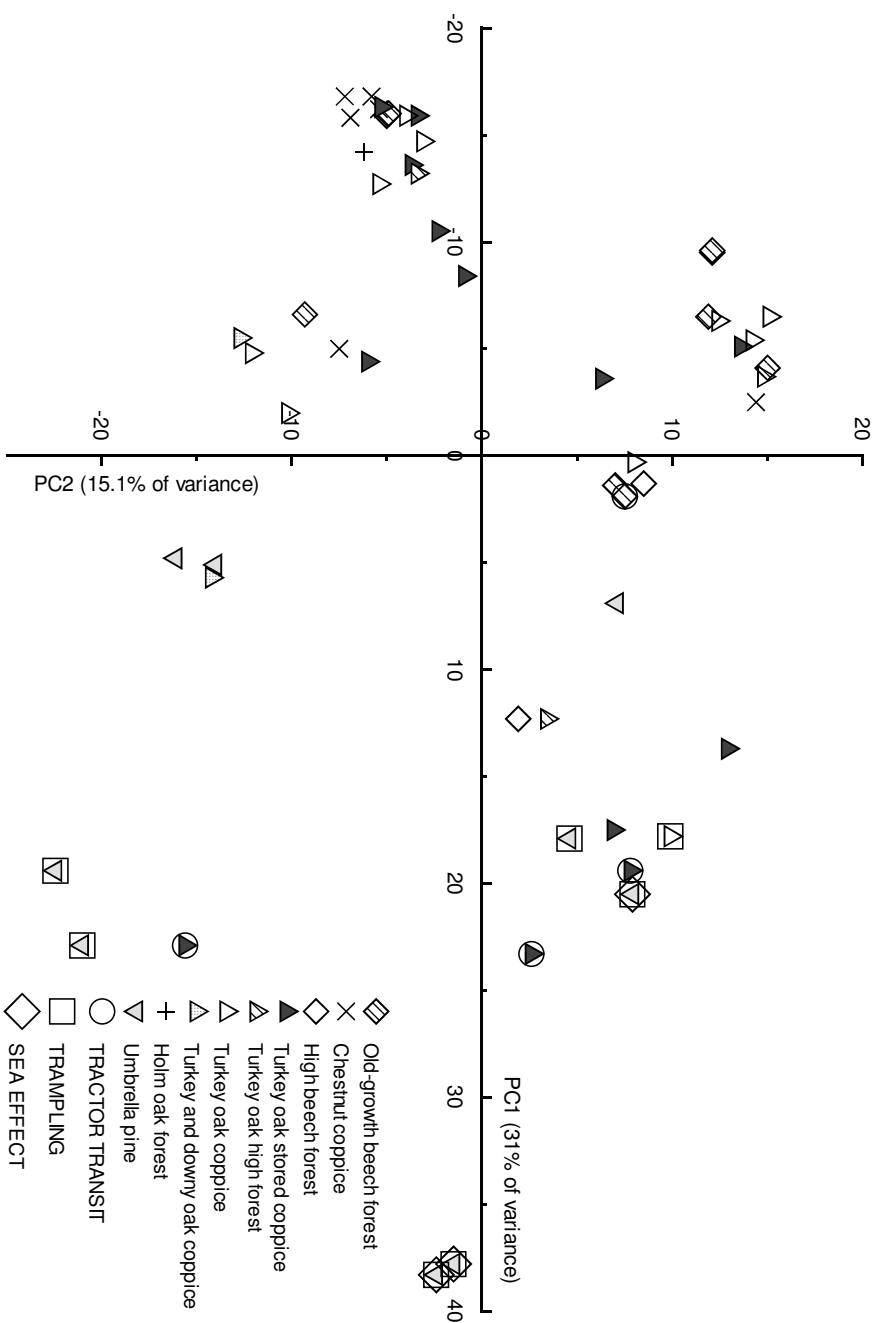


Fig. 5 – Analisi delle Componenti Principali per i siti studiati. I simboli si riferiscono ai diversi tipi forestali e agli impatti del suolo più significativi.

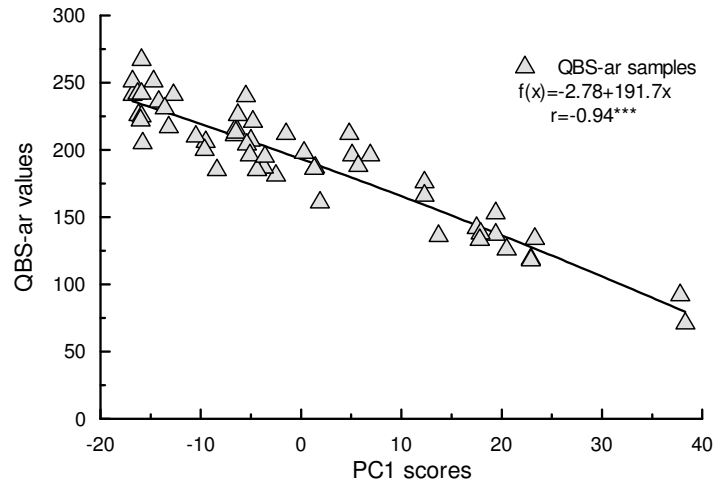


Fig. 6 – Relazione tra le coordinate di PC1 e i valori di QBS-ar.

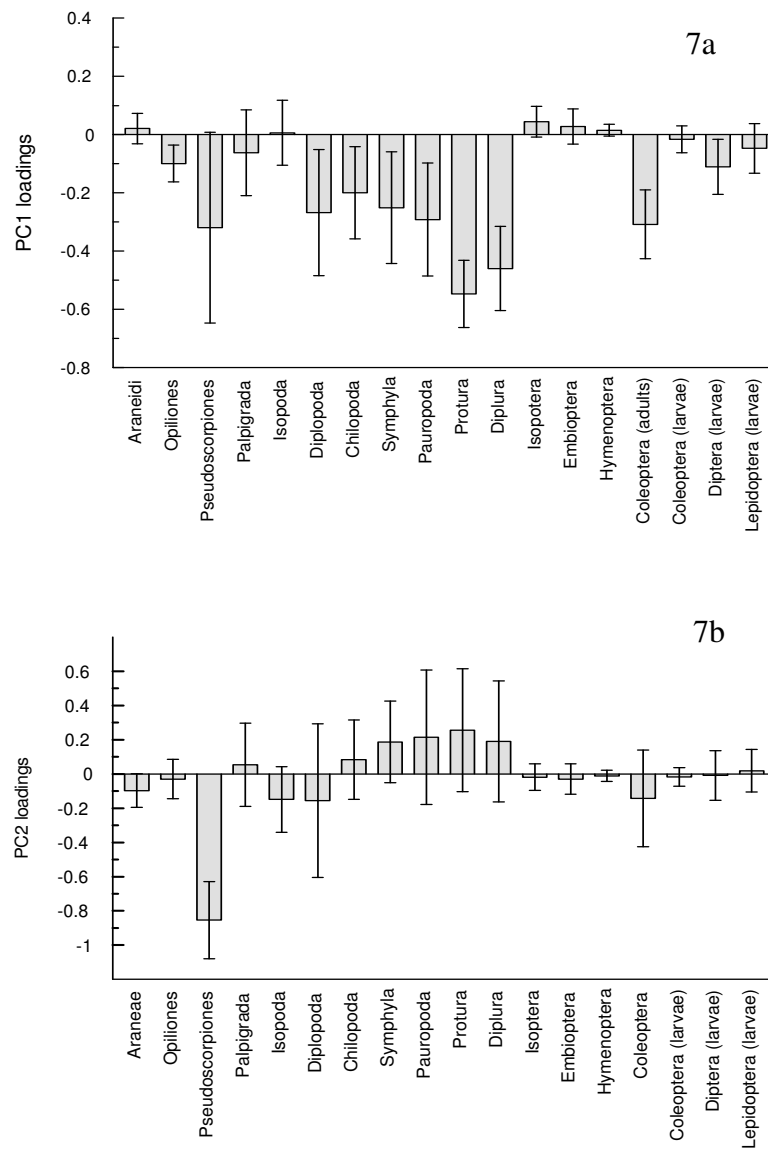


Fig. 7 – PC1 (a) e PC2 (b) factors loadings. La linea riporta l'intervallo di confidenza dei coefficienti loadings al 95% del bootstrap.

5.3 - L'INDICE QBS-ar COME INDICATORE DI IMPATTO NEGLI ECOSISTEMI FORESTALI

Il test di Kruskal-Wallis rivela delle differenze significative nei valori dell'indice QBS-ar tra i siti non disturbati e siti disturbati dal passaggio di trattori ($p < 0.001$) e dalla presenza di turisti (uso ricreativo) ($p < 0.01$). Queste variazioni nella qualità biologica del suolo sono confermate dall'analisi NPMANOVA a due vie condotta sui dati EMI ($p < 0.001$) (Tab. 4).

Tab. 4 – QBS-ar (media $\pm$ deviazione standard), risultati del test Kruskal-Wallis (valori di QBS-ar), risultati del test NPMANOVA (dati EMI).

Forest type	Type of impact	QBS-ar		Kruskal-Wallis test (dati QBS-ar)	NPMANOVA test (dati EMI)
		not trampling	trampling		
All stands	Tractor	207.6 $\pm$ 28.4 (n=43)	137.7 $\pm$ 17.4 (n=4)	Hc: 10.02***	F: 8.20 ***
Turkey oak (Tolfa)	Tractor	196.4 $\pm$ 37.1 (n=10)	130 $\pm$ 9.6 (n=3)	Hc: 5.63*	F: 6.24**
All stands	Recreational use	207.6 $\pm$ 28.4 (n=43)	118.7 $\pm$ 28.3 (n=7)	Hc: 17.02***	F: 20.08***
Umbrella pine	Recreational use	201.3 $\pm$ 9.2 (n=3)	116.3 $\pm$ 30.2 (n=6)	Hc: 5.45*	F: 1.68 ns

$p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; ns: non significativo

In relazione al passaggio dei trattori nelle foreste, la dissimilarità media, basata sui risultati della procedura SIMPER, tra siti non disturbati e siti disturbati è dovuta alla minore abbondanza di sei taxa (Fig. 8a). Il contributo maggiore a tale dissimilarità è dato dai pauropodi, seguiti dai diplopodi, dipluri, proturi, pseudoscorpioni e chilopodi.

Per quanto riguarda il disturbo nei siti utilizzati a scopo ricreativo, sette gruppi tassonomici contribuiscono maggiormente alla dissimilarità media tra siti non disturbati e siti disturbati (SIMPER). Dipluri, sinfili, proturi, coleotteri, pauropodi, diplopodi e pseudoscorpioni sono maggiormente presenti nei siti non costipati (Fig. 8b). Il contributo alla differenziazione dei due gruppi di siti è molto simile per i primi tre taxa individuati con una dissimilarità media cumulata tra le due aree uguale al 33.5%. Da segnalare come i proturi siano l'unico taxon completamente assente nelle aree disturbate.

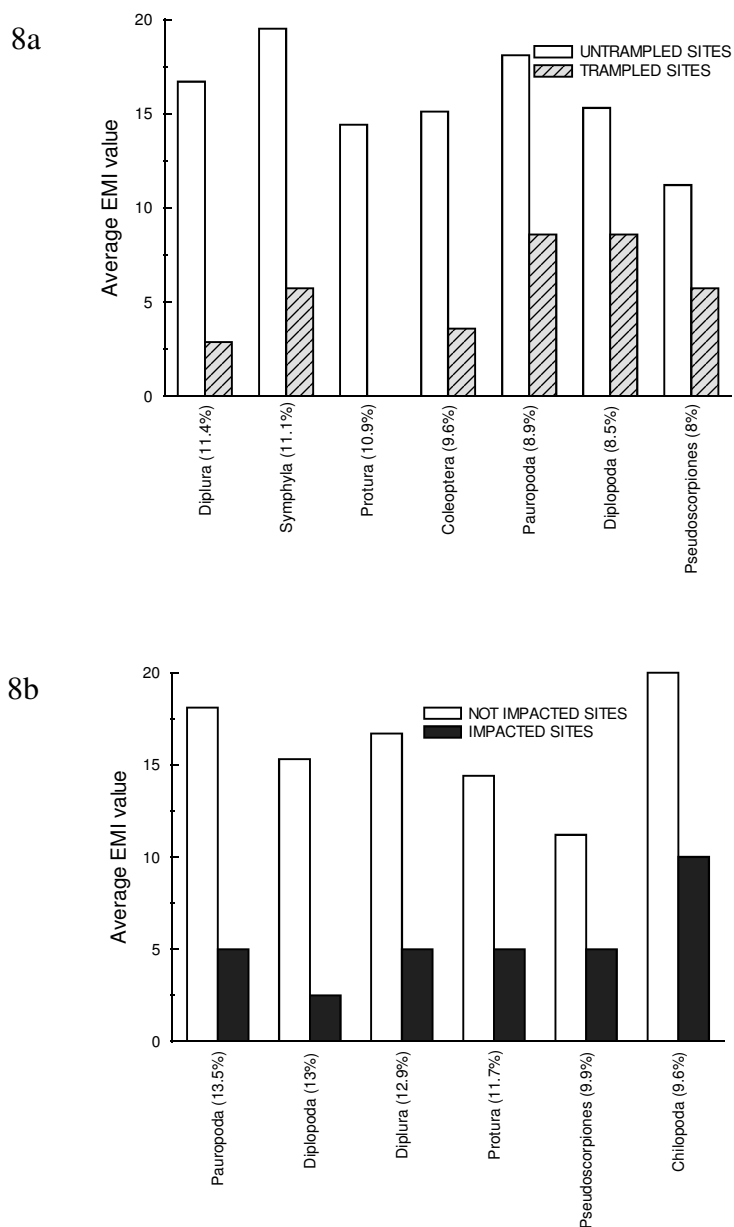


Fig. 8 – Valore EMI medio per i gruppi tassonomici col contributo maggiore alla dissimilarità tra i siti non disturbati e siti disturbati dal passaggio di veicoli (a) e turisti (b) (procedura SIMPER, cut off $\approx 70\%$, dati EMI).

In sintesi il costipamento determina una notevole perdita delle forme più adattate alla vita edafica. Per comprendere meglio l'effetto del costipamento sulla vita del suolo, il disturbo da costipamento è stato analizzato all'interno della stessa cenosi forestale senza l'interferenza dovuta alla diversa composizione forestale. Ciò è stato possibile per due casi specifici: i querceti dei Monti della Tolfa e le pinete.

Nei querceti di *Q. cerris* dei Monti della Tolfa, i risultati indicano una netta diminuzione dell'indice QBS-ar nei suoli compattati dal passaggio di trattori per la raccolta del legno (Tab. 3).

Anche la comunità di microartropodi del suolo, analizzata col test NPMANOVA a due vie, mostra un chiaro cambiamento tra i siti non disturbati e quelli disturbati. L'esame del contributo di ciascun taxon alla dissimilarità media tra i siti costipati e non costipati (SIMPER) mostra che le differenze sono dovute principalmente ai dipluri, proturi e diplopodi, ed alla minore abbondanza di pauropodi e pseudoscorpioni (Fig. 9a). In particolare i dipluri, proturi e diplopodi scompaiono nei siti impattati mentre pauropodi e pseudoscorpioni diminuiscono in frequenza (Fig. 9a).

Nelle pinete il disturbo da costipamento è legato alla presenza dei turisti (Orbetello, San Giorgio, Tarquinia Lido). La qualità del suolo espressa dall'indice QBS-ar varia significativamente tra siti non costipati e siti costipati (Tab. 4). Non sono invece evidenti cambiamenti compositivi e/o funzionali significativi nel biota edafico in relazione agli impatti. E' tuttavia possibile affermare (SIMPER) che la dissimilarità media tra siti non disturbati e disturbati è pari al 33.9 %. Il contributo maggiore è dato dai pauropodi, dipluri, assenti nei siti disturbati, dagli pseudoscorpioni, dai sinfili, dai diplopodi e dai chilopodi (Fig. 9b). Tutti questi taxa risultano essere meno frequenti nelle pinete disturbate. Nei popolamenti costieri di *P. pinea*, è stata inoltre effettuata un'analisi dell'effetto del mare sulla vita edafica confrontando i siti disturbati posti in prossimità del mare e i siti non impattati più lontani dal mare. I risultati indicano che l'indice QBS-ar risulta cambiare in modo significativo assumendo valori più bassi in due dei siti forestali più vicini al mare dove l'effetto dell'aerosol marino è più forte. Si tratta di un sito situato in località S. Giorgio (Tarquinia) e uno nella R.N. della Feniglia (Orbetello). Non sono state rilevate variazioni significative della comunità di microartropodi in base alla procedura SIMPER. La dissimilarità media tra i siti più vicini al mare e quelli più lontani è pari al 40.7 %. Il contributo maggiore alla definizione di questa dissimilarità è fornito dai diplopoda, completamente assenti nei siti vicino al mare.

Infine, nella faggeta dei Monte Cimino, dove è stato campionato un solo sito in cui il suolo era stato chiaramente alterato dall'impatto del passaggio di un trattore (pista forestale), i dati raccolti suggeriscono che l'indice QBS-ar scende considerevolmente nei suoli disturbati dal passaggio di automezzi dove mancano alcuni taxa come chilopodi e pauropodi.

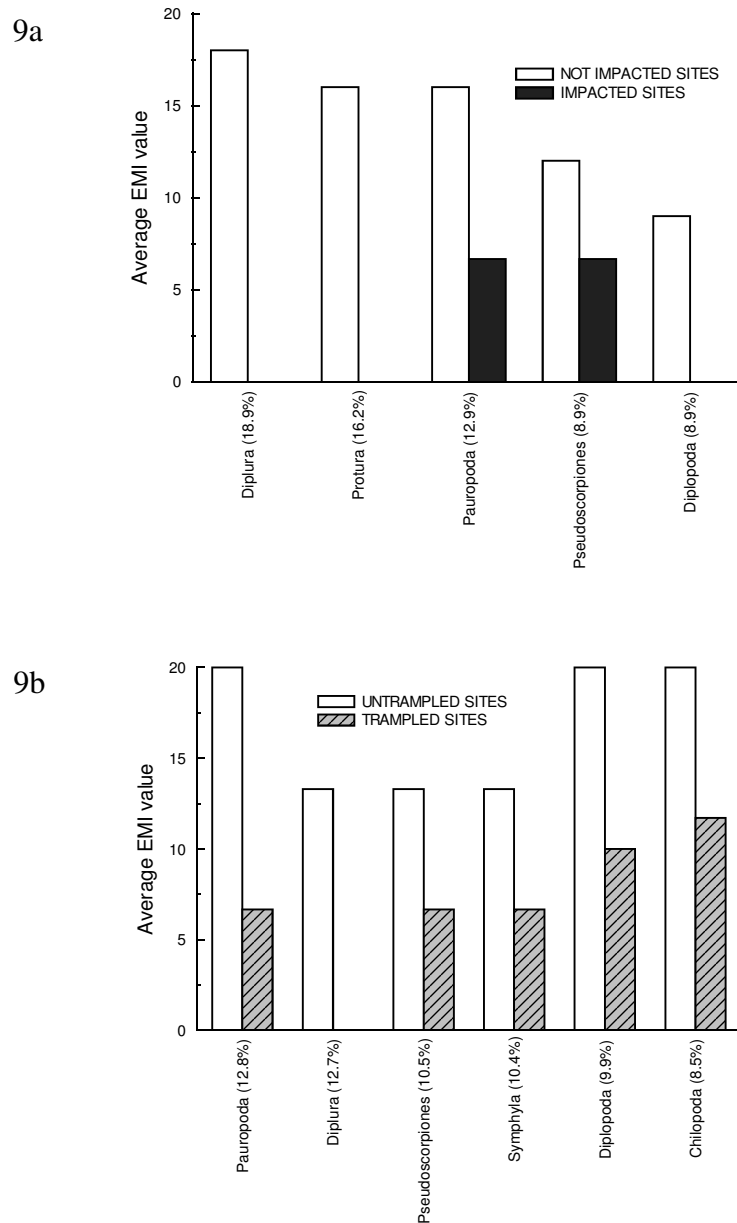


Fig. 9 - Valore EMI medio per i gruppi tassonomici col contributo maggiore alla dissimilarità tra aree dei querceti disturbati/non disturbati dal passaggio dei trattori (a) e aree delle pinete disturbati/non disturbati dal calpestio (b) (procedura SIMPER, cut off $\approx 70\%$, dati EMI).

5.4 –VARIAZIONI DELL'INDICE QBS-ar

Lo studio delle relazioni tra struttura/composizione delle comunità forestali e qualità biologica del suolo, descritta dall'indice QBS-ar e dai dati EMI, è stato condotto escludendo tutti i siti impattati da costipamento (passaggio di automezzi, aree uso ricreativo).

In prima analisi, è stata indagata la stabilità dell'indice QBS-ar in relazione alla stagionalità, un fattore fondamentale per la vita in ambiente mediterraneo. Nelle aree forestali dominate da *Q. cerris* e da *F. sylvatica*, l'indice QBS-ar non varia in maniera significativa tra la primavera e la fine dell'estate. Simili risultati sono stati ottenuti esaminando i dati strutturali del biota edafico (primavera vs stagione secca, Tab. 5). In questo senso il QBS-ar non sembra risentire dei cicli stagionali legati alla fase arida estiva, tipica degli ambienti mediterranei.

5.5 - LA GESTIONE FORESTALE E L'INDICE QBS-ar

I risultati indicano che l'indice QBS-ar non cambia in maniera significativa tra le varie fasi strutturali (Tab. 5). Il QBS-ar non risulta influenzato dalla presenza di buche naturali e, infine, non varia nei siti sottoposti a tagli recenti. Al contrario, analizzando le variazioni dei gruppi EMI in relazione alla gestione forestale, si osserva un cambiamento significativo della comunità di microartropodi. Escludendo le pinete dai due diversi tests statistici (K-W test e NPMANOVA), i risultati sembrano non cambiare. Ovvero l'indice QBS-ar non varia in maniera significativa mentre la comunità di microartropodi sembra variare in relazione ai diversi tipi di strutture forestali. L'analisi di questo aspetto viene affrontata nel seguente paragrafo.

Un'analisi più approfondita è stata possibile per le cerrete considerando le diverse forme strutturali studiate. In maniera analoga ai risultati osservati per i dati complessivi, l'indice QBS-ar non varia in maniera significativa tra le diverse tipologie di governo (altofusto, ceduo, ceduo invecchiato). Analizzando i dati EMI per le tre diverse tipologie di gestione forestale, non sono state rilevate variazioni nel biota edafico. L'effetto degli interventi forestali (come l'apertura di buche) sulla qualità del suolo forestale è stato inoltre valutato rispettivamente per la faggeta del Monte Cimino e del lago di Vico. I risultati ottenuti indicano l'assenza di variazioni importanti nella qualità biologica dei suoli, espressa dal QBS-ar, tra popolamenti chiusi e buche naturali. Nei boschi vetusti di faggio, non sono state rilevate differenze nella qualità del suolo in relazione alla presenza di buche del soprassuolo innescate dalla caduta dei grandi alberi e in cui il suolo è sottoposto a illuminazione diretta. In maniera analoga, l'indice QBS-ar e la comunità di microartropodi non variano tra popolamenti privi di buche e aree recentemente ceduate.

Tab. 5 - QBS-ar (media $\pm$ deviazione standard), risultati del test di Kruskal-Wallis (valori di QBS-ar), risultati del test NPMANOVA (dati EMI), risultati del post hoc per NPMANOVA. Fattori analizzati: stagione, gestione forestale, composizione e località di campionamento. Le analisi sono state condotte dopo aver rimosso i siti fortemente impattati (passaggio di trattori/autoveicoli, calpestio, vicinanza al mare).

Forest type	Season			QBS-ar			K-W test	NPMANOVA
Beech (M.te Cimino)	Spring	Late Summer						
	217.7 ± 10.2 (n=3)	196.7 ± 16.7 (n=3)				H: 2.4 ns	F: 1.82 ns	
Turkey oak (Tolfa)	202.7 ± 45 (n=4)	193.2 ± 44.7 (n=4)				H: 0.19 ns	F: 1.82 ns	
All stands Without umbrella pine stands	Forest management							
	Highforest	Gap in Highforest	Coppice	Stored Coppice				
	200.1 ± 18.3 (n=13)	196.5 ± 13.4 (n=2)	228.2 ± 33.3 (n=6)	221.7 ± 26.4 (n=7)	H: 5.2 ns	F: 2.6*		
	200.6 ± 20.7 (n=10)	196.5 ± 13.4 (n=2)	228.2 ± 33.3 (n=6)	221.7 ± 26.4 (n=7)	H: 5.1 ns	F: 2.9**		
Turkey oak	191.5 ± 36.1 (n=2)	-	226.6 ± 36.9 (n=5)	219.7 ± 20.7 (n=4)	H: 1.4 ns	F: 1.2 ns		
Chestnut Turkey oak (Tolfa-Monterano)	Closed stand	Recently coppiced						
	224.3 ± 37.9 (n=3)	212.7 ± 12 (n=3)			H: 0.43 ns	F: 0.94 ns		
	217.7 ± 31.4 (n=11)	200 ± 32.7 (n=13)			H: 1.34 ns	F: 0.85 ns		
	219.7 ± 20.7 (n=4)	180.8 ± 38.7 (n=6)			H: 3.32 ns	F: 0.8 ns		
Turkey oak (Monterano)	235 ± 42.3 (n=3)	216.4 ± 14.4 (n=7)			H: 0.65 ns	F: 0.91 ns		
Beech (M.te Cimino)	Natural forest cycle							
	Closed stand	Natural Gap						
	202.9 ± 18.4 (n=8)	196.5 ± 13.4 (n=2)			H: 0.15 ns	F: 2.23 ns		
	Composition							
All stands	Beech	Cestnut	Turkey oak	Umbrella pine				
	201.6 ± 17 (n=10)	218.5 ± 25.8 (n=6)	208.1 ± 32.7 (n=24)	201.3 ± 9.2 (n=3)	H: 1.84 ns	F: 2.92**		
	Site effect within forest type							
	Cimino			Vico				
Beech	210.2 ± 14.4 (n=6)	181 ± 7.1 (n=2)			H: 4.39*	F: 4.93*		
Turkey oak	Tolfa	Monterano	Vetralla	Tarquimia				
	196.4 ± 37.1 (n=10)	222 ± 24.8 (n=10)	191.5 ± 36.1 (n=2)	214 ± 36.8 (n=2)	H: 3.24 ns	F: 0.04*		

*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; ns: non significativo
 Beech: BE; Turkey oak: TO; Umbrella pine: UP.

5.6 - LE CENOSI FORESTALI CAMPIONATE E L'INDICE QBS-ar

La media dei valori dell'indice QBS-ar per ciascun tipo forestale è maggiore di 200. Escludendo la lecceta del Monte Argentario, dove è stato campionato un solo sito, il castagneto mostra il valore medio più alto. Sono stati analizzati i cambiamenti dell'indice QBS-ar tra i quattro tipi forestali esaminati escludendo i dati provenienti dalla lecceta.

I risultati indicano che non esistono variazioni significative dell'indice QBS-ar tra la faggeta, il castagneto, il querceto e la pineta (Tab. 5). Variazioni funzionali e compositive significative nella mesofauna edafica emergono invece comparando i dati faunistici (dati EMI) tra le diverse comunità forestali (Tab 5). Il confronto a coppie mostra che la pedofauna delle pinete è significativamente diversa rispetto a quella delle cerrete e delle faggete. I gruppi tassonomici-funzionali che forniscono il contributo maggiore alla dissimilarità media tra le foreste decidue e le pinete sono 7 (SIMPER, Fig. 10). I proturi e gli opilioni sono sempre assenti nelle pinete che invece si caratterizzano per l'aumento della frequenza di isopodi e, secondariamente, di diplopodi.

Infine, è stato condotto un ulteriore studio sulla variazione della qualità del suolo tra le diverse località di campionamento per la faggeta e la cerreta.

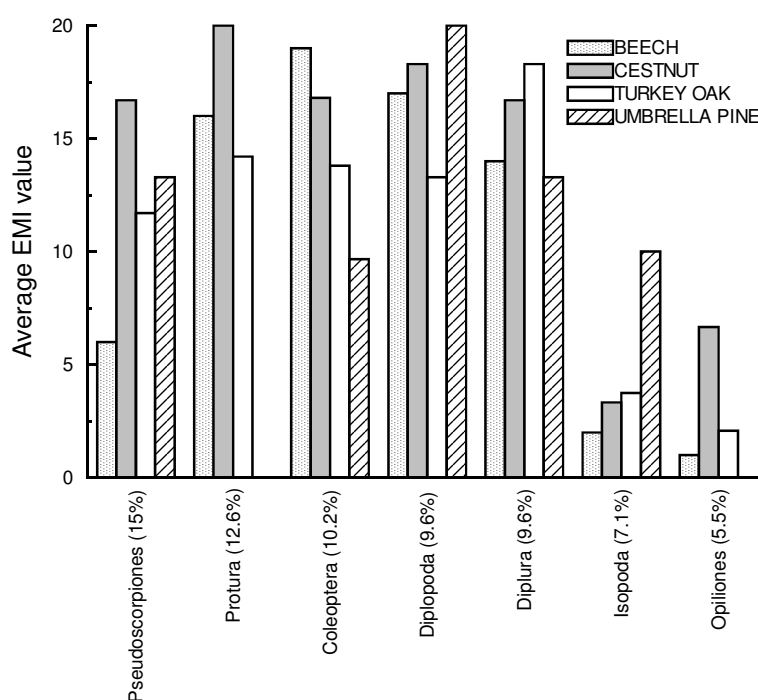


Fig. 10 – Valore EMI medio per i gruppi tassonomici col contributo maggiore alla dissimilarità tra habitat campionati (procedura SIMPER, cut off $\approx 70\%$, dati EMI). L'analisi è stata condotta dopo avere rimosso i siti fortemente impattati (passaggio dei trattori, calpestio, effetto del mare).

La comunità del suolo della faggeta

Dal confronto tra le due località di campionamento (M.te Cimino vs lago di Vico), sono state osservate delle variazioni dell'indice QBS-ar confermate dall'analisi della comunità di microartropodi. L'analisi del contributo dei singoli taxa alla dissimilarità media di Bray-Curtis tra le due aree di prelievo (SIMPER) mostra che circa il 70% della variazione è associato a quattro taxa: dipluri, proturi, pseudoscorpioni e isopodi. Da rilevare come i dipluri e gli pseudoscorpioni siano completamente assenti nella faggeta del Lago di Vico (Fig. 11).

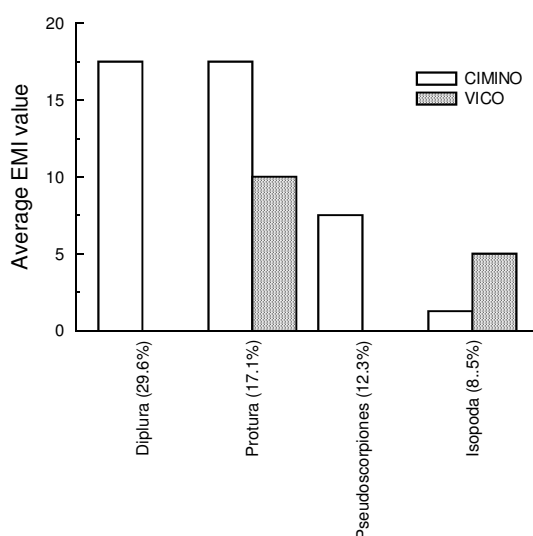


Fig. 11 – Valore EMI medio per i gruppi tassonomici col contributo maggiore alla dissimilarità tra faggeta del Monte Cimino e del lago di Vico (SIMPER, procedure, cut off $\approx 70\%$). L'analisi è stata condotta dopo avere rimosso i siti fortemente impattati (passaggio dei trattori, calpestio, effetto del mare).

La comunità del suolo della cerreta

Non ci sono differenze dei valori dell'indice QBS-ar tra i querceti a dominanza di cerro nelle diverse località di campionamento (Tarquinia, Tolfa, Monterano, Vetralla). Lievi variazioni strutturali della mesofauna edafica emergono invece tra le diverse località di prelievo. Il confronto a coppie non evidenzia una contrapposizione netta tra le cenosi forestali. Tuttavia alcune considerazioni sulla diversità della struttura della comunità edafica possono essere effettuate tramite la procedura SIMPER. Sette gruppi funzionali forniscono il maggiore contributo alla dissimilarità media tra gli habitat forestali (Fig. 12). In particolare, i proturi sono completamente assenti nelle cerrete di Tarquinia. L'assenza dei proturi potrebbe essere legata alla vicinanza alla costa e/o al costipamento da pascolo bovino. Anche nel caso delle pinete, i querceti di Tarquinia si

caratterizzano per l'abbondanza dei diplopodi. I palpigradi invece sono stati rinvenuti solo nei campioni di Canale Monterano e dei Monti della Tolfa che si connotano come cenosi particolarmente integre.

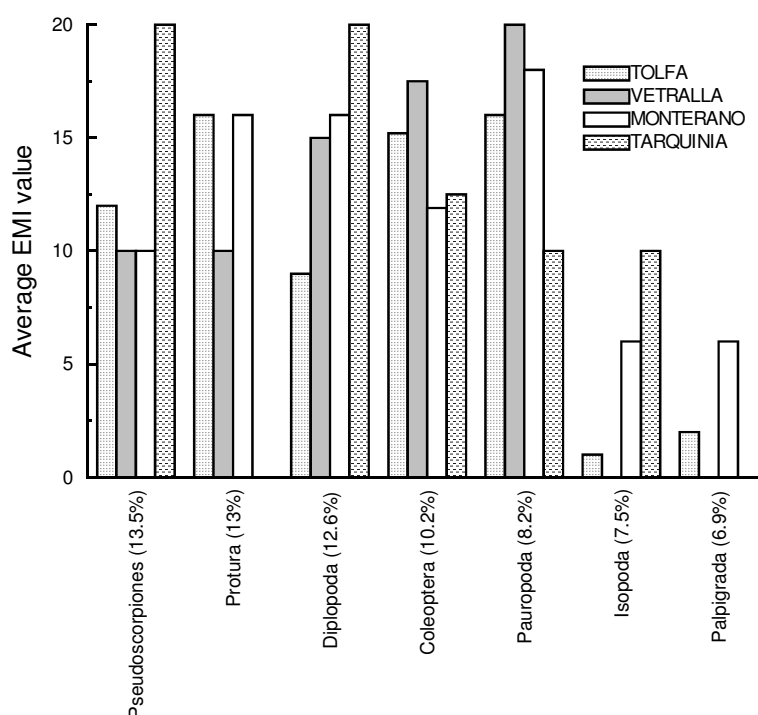


Fig. 12 - Valore EMI medio per i gruppi tassonomici col contributo maggiore alla dissimilarità tra cerrete di Tolfa, Vetralla, Monterano e Tarquinia (SIMPER, procedure, cut off $\approx 70\%$). L'analisi è stata condotta dopo avere rimosso i siti fortemente impattati (passaggio dei trattori, calpestio, effetto del mare).

5 - DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

Il suolo delle varie cenosi forestali del Centro Italia è caratterizzato da un'elevata attività biologica nei siti non disturbati da compattazione, dove l'indice QBS-ar supera il valore di 200. Confrontando i suoli di diverse comunità vegetazionali, si evince come negli ecosistemi forestali l'indice QBS-ar assuma valori nettamente più elevati rispetto a quelli rilevati dall'analisi del suolo di aree agricole, generalmente inferiori a valori di 150 (Tabaglio et al., 2008; Tabaglio et al., 2009), nei prati stabili planiziali, dove i valori dell'indice sono generalmente compresi tra 70 e 200 (Gardi et al., 2002; Menta et al., 2008), nei castagneti coltivati (107-157, Paparatti e Peroni, non pubblicato), nelle praterie di alta quota a brachipodio (*Anthoxantho-Brachypodietum genuensis*) dove sono stati osservati valori medi di QBS-ar pari a 190 (Leoni, 2008), nei vaccinieti (*Empetro-Vaccinietum gaultherioidis*), con valori medi pari a 135 (Leoni, 2008), e nelle aree degradate come le discariche dove i valori del QBS-ar sono nettamente inferiori (Menta et al., 2008). Uno studio precedente (Callaham et al., 2006) aveva individuato un gradiente di diminuzione della diversità della comunità di invertebrati del suolo passando dai popolamenti a latifoglie alle pinete seguiti, quindi, da pascoli e campi coltivati.

I risultati dello studio condotto confermano come i suoli forestali siano caratterizzati da livelli di biodiversità elevati e da una comunità di microartropodi matura e ben strutturata, tipica di ecosistemi stabili (integri). Un altro studio in limitrofi querceti planiziali del Lazio ha rinvenuto alti livelli di tale indice (Podrini et al., 2006). La particolare situazione biogeografica della regione in cui il bioma temperato caldo (foresta sempreverde) incontra quello freddo favorisce una elevata biodiversità anche nel suolo. A questo proposito va sottolineato che la fauna edafica può non seguire direttamente i cambiamenti della vegetazione (Gongalsky K. B. et al., 2008). Inoltre va sottolineato che ci troviamo in stazioni che potrebbero aver ospitato siti rifugiali durante le glaciazioni del quaternario. In studi effettuati in faggete in un'area protetta del nord Italia, nella riserva naturale "Guadine Pradaccio" il valore medio dell'indice QBS-ar è risultato pari a 172 (Menta, 2008), probabilmente perché l'espansione del popolamento è avvenuta in tempi "recenti".

5.1 - L'INDICE QBS-ar E LA GESTIONE/COMPOSIZIONE FORESTALE

Questo studio ha rilevato una mancanza di differenze significative tra le diverse cenosi forestali di latifoglie in differente grado di evoluzione strutturale (e.g. cedui vs fustaie; faggeta verso querceti e castagneti). In effetti, l'apertura delle buche e addirittura gli interventi di ceduazione sembrano non avere effetto su tale indice. I valori del QBS-ar nei siti non disturbati

delle pinete costiere, originate da interventi di riforestazione in tempi recenti (80-35 anni) sono abbastanza simili a quelli osservati nei suoli che ospitano cenosi forestali da tempi lunghi (centinaia di anni o con una lunga storia di popolamenti forestali). In questi giovani popolamenti forestali la struttura della comunità edafica è il risultato della permanenza/scomparsa delle specie presenti nell'habitat vegetazionale preesistente (prateria o campo coltivato). Spesso queste comunità edafiche, dette comunità forestali impoverite, sono fortemente influenzate sia dalle proprietà originali del suolo (granulometria) sia da quelle derivate dall'uso del suolo (pH, stratificazione, quantità e qualità di sostanza organica, porosità) (Huhta and Raty, 2005). Si caratterizzano quindi per una minore diversità, biomassa e densità rispetto a comunità di suoli forestali più stabili nel tempo. Inoltre la scarsa capacità dispersiva di molte delle specie che popolano il suolo è un elemento critico nella colonizzazione di nuovi potenziali habitat come nel caso dei rimboschimenti. Esperimenti sulla dispersione dei microartropodi (Ojala and Huhta, 2001) hanno rivelato come alcune specie possono colonizzare aree distanti un massimo di 30 m in un tempo di 30 anni trascorsi dopo la riforestazione. In effetti, nelle pinete studiate vive una comunità semplificata di microartropodi. Si differenzia dagli altri popolamenti forestali indagati per l'assenza dei proturi, taxon con adattamenti estremi alla vita ipogea, e degli opilioni, agili camminatori. Tuttavia nei siti non impattati, il QBS-ar è simile a quello degli altri ambienti forestali per la presenza degli isopodi e dei diplopodi che compensano parzialmente la diminuzione della frequenza di dipluri e coleotteri (adulti). Nel caso delle pinete in prossimità della costa si assiste inoltre ad un impoverimento della comunità dovuto a fattori ambientali non favorevoli (p.e. suolo povero di sostanza organica) e stressanti (aerosol marino), che necessitano di ulteriori indagini.

Dallo studio effettuato è emerso che le faggete vetuste secondarie mostrano valori di QBS-ar simili a quelle dei boschi gestiti a ceduo o fustaia. Tuttavia ulteriori approfondimenti sono necessari in quanto l'area di studio non ha foreste vetuste primarie. Infatti va sottolineato l'antica antropizzazione di questi boschi che hanno sostenuto lo sviluppo di numerose culture (villanoviana, etruschi, romani) fornendo legna e cibo per gli animali per cui la faggeta del Cimino, oggi foresta vetusta secondaria, nell'ottocento era ancora un pascolo arborato. Inoltre proprio la scarsità di boschi d'alto fusto posti in prossimità di luoghi ameni li rende particolarmente attrattivi e quindi soggetti a maggiore impatto da costipamento da parte dei turisti rispetto ai boschi cedui in cui generalmente si aggirano solo cercatori di funghi e cacciatori.

D'altro canto questa ricchezza di biodiversità edafica dei cedui si potrebbe spiegare con il fatto che il governo a ceduo è caratterizzato da ceppaie che mantengono gli apparati radicali dopo il taglio, mentre una abbondante lettiera permane al suolo. Infatti è noto che proprio gli apparati radicali hanno un ruolo notevole nella conservazione della biodiversità per la presenza delle

ectomicorizze. Tuttavia, va sottolineato che l'indice QBS-ar indaga la componente dei microartropodi a livello sistematico non di specie; pertanto una indagine di questo tipo non è in grado di valutare eventuali cambiamenti di comunità a livello specifico. Infine va ricordato che il QBS-ar non rileva variazioni nella densità dei popolazioni.

Gli interventi selvicolturali e la composizione delle cenosi sembrano non influenzare direttamente la struttura della comunità edafica (espressa come matrice dati EMI). Questo risultato può essere messo in relazione con la presenza nei popolamenti decidui di uno strato di lettiera sufficientemente spesso che apporta un quantitativo di sostanza organica elevato e il mantenimento di un microclima favorevole in tutti i periodi dell'anno. La mesofauna del suolo sembra essere in grado di recuperare velocemente dopo eventi di disturbo, come il taglio degli alberi (Bird et al., 2000), confermando quindi un buon livello di integrità ecosistemica (resilienza della comunità). Questo aspetto è emerso anche nei suoli coltivati dove l'abbondanza degli artropodi è significativamente più alta nei campioni autunnali rispetto a quella osservata nei campioni estivi (Neave and Fox, 1998). Gli autori suggeriscono che, dopo un sufficiente periodo di tempo senza alcun disturbo, gli artropodi del suolo sono in grado di recuperare durante la stagione della crescita. Questi studi concordano con precedenti ricerche condotte nelle foreste temperate pluviali dell'ovest del Canada dove non sono state osservate differenze significative nella densità della popolazione degli artropodi tra popolamenti utilizzati e aree indisturbate (Addison, 2007). Inoltre, in uno studio recente relativo ad una faggeta, l'ipotesi di Ponge (1998), che prevedeva cambiamenti della comunità durante la rotazione colturale, è stata confutata da un punto di vista funzionale (Hedde et al., 2007).

Tuttavia altri studi relativi agli effetti delle pratiche selvicolturali sulla fauna del suolo hanno rilevato importanti impatti sulla fertilità/produttività e sulle catene trofiche terrestri (Moore et al., 2002). E' generalmente accettato che la rimozione degli alberi tramite il taglio a raso, o altri metodi impattanti, produce effetti significativi sulla fauna invertebrata del suolo forestale (Heliovaara and Vaisanen, 1984; Hoekstra et al., 1995). Questi effetti sulla comunità di artropodi sono complessi e difficili da analizzare dato che sono coinvolti numerosi gruppi tassonomici che reagiscono in maniera diversa all'impatto (e.g. Huhta et al., 1967; Vlug and Borden, 1973; Hill et al., 1975; Lasebikan, 1975; Bird et al., 2000).

Vi è quindi bisogno di ulteriori indagini per accertare l'effetto dei trattamenti selvicolturali. Tali studi dovranno utilizzare un sistema di indici e indicatori più dettagliato del QBS.

6.2 - L'INDICE QBS-ar E LA STAGIONE ARIDA

I risultati di questo studio indicano come l'indice QBS-ar non varia in maniera significativa nel corso delle stagioni (stagione piovosa/primavera verso stagione secca/estate) né sono state rilevate variazioni strutturali della comunità di microartropodi del suolo. Studi sulla struttura della comunità di chilopodi hanno evidenziato come questa sia poco sensibile alle stagioni (Grgič and Kos, 2005). Dall'altra parte, è ben noto come negli ecosistemi mediterranei, l'abbondanza della fauna invertebrata del suolo subisca delle oscillazioni stagionali (Touloumis and Stamou, 2009), con un picco in inverno ed un declino in estate.

Il QBS-ar raccoglie dati qualitativi sulla mesofauna edafica e risulta essere invariato rispetto agli effetti delle stagioni, ponendosi quindi come un buon indicatore di qualità del suolo. Tuttavia, l'effetto della temperatura e dell'aridità sull'indice QBS-ar andrebbe testato in uno studio separato (vedi Aspetti et al., in press) che consideri anche delle regioni con marcata siccità estiva. Ciò è particolarmente vero in ambito forestale dove esistono condizioni microambientali relativamente stabili nel corso dell'anno, cosicché la comunità di microartropodi, protetta da uno strato più o meno spesso di lettiera, può risentire poco delle variazioni stagionali per ciò che riguarda la presenza delle forme EMI, diversamente dai suoli agricoli dove l'effetto della stagionalità è generalmente evidente ed incide sulla comunità edafica (Neave and Fox, 1998) e sui valori di QBS-ar (Tabaglio et al., 2009).

6.3 - L'INDICE QBS-ar E LA COMPATTAZIONE DEI SUOLI FORESTALI

L'analisi delle componenti principali ha evidenziato un chiaro gradiente di qualità del suolo passando dai rimboschimenti litoranei, disturbati dall'uso ricreativo, alle foreste decidue meno impattate. L'indice si è dimostrato molto valido nel rilevare gli impatti da costipamento (turisti e/o automezzi). La compattazione del suolo altera le proprietà chimico-fisiche del suolo, influenzando gli spazi interstiziali, la composizione e la quantità della sostanza organica, la temperatura e l'umidità. L'influenza di questo fenomeno sulla fauna del suolo è generalmente importante proprio perché la distribuzione di molti microartropodi è legata alle caratteristiche del suolo come il pH, la tessitura, i pori, la composizione della materia organica, l'umidità, etc.

Grazie ad analisi pedologiche in corso da parte dei Dott. Francesco Biondi ed Enrico Petrini è possibile approfondire la relazione tra caratteristiche chimico-fisiche dei suoli e biodiversità dei microartropodi. I risultati preliminari del sottoinsieme di popolamenti considerato, che presenta tutti

i tipi compositivi con i relativi impatti, confermano che vi è una relazione significativa inversa tra densità apparente dei suoli e i valori di QBS-ar (Fig. 13). Si tratta di un risultato atteso in quanto la rete di popolamenti studiati è stata sviluppata mettendo a confronto situazioni edafiche non disturbate con quelle evidentemente impattate dalle attività antropiche. E' infatti noto che uno degli effetti più importanti del costipamento è l'aumento della densità basale (Han et al., 2009). E' inoltre emersa una relazione semilogaritmica tra la percentuale di scheletro e sabbia grossa; tale relazione è probabilmente legata ai processi di aerazione dei suoli. La regressione multipla sviluppata sulla base di questi due fattori - per la percentuale di scheletro e sabbia grossa i dati sono stati sottoposti alla trasformazione logaritmica - ha rivelato che entrambi hanno un ruolo significativo ($p < 0.01$) e spiegano il 68% della varianza totale.

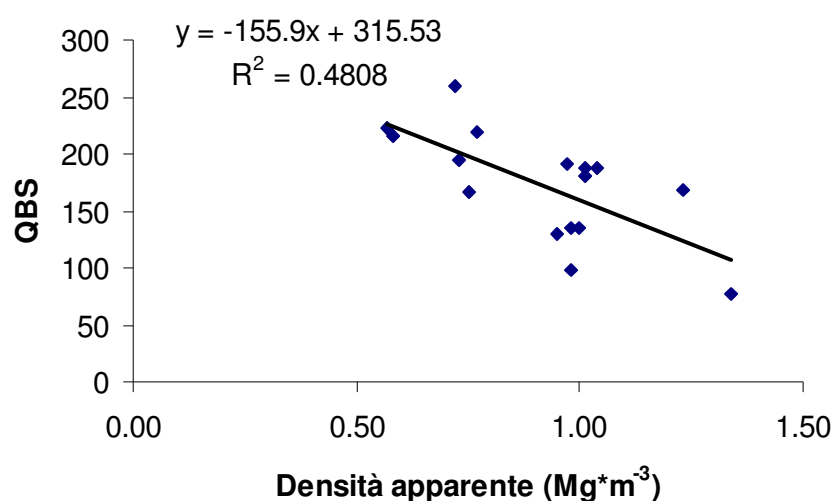


Fig. 13 - Relazione lineare inversa tra densità apparente dei suoli e QBS-ar.

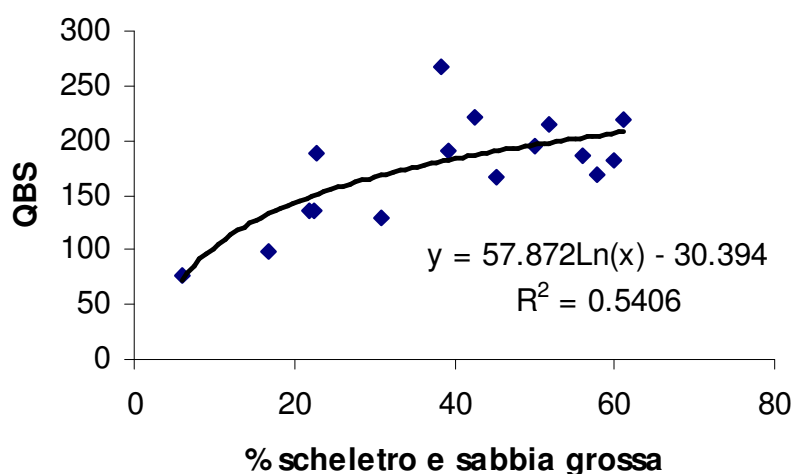


Fig. 14 - Relazione semilogaritmica tra % di scheletro e sabbia grossa dei suoli e QBS-ar.

L'analisi delle PCA ha inoltre evidenziato che alcuni gruppi reagiscono omogeneamente all'impatto (proturi, dipluri, coleotteri, pauropodi, sinfili, chilopodi, larve di ditteri e opilioni). In particolare i proturi tra gli esapodi, i sinfili e i pauropodi, tra i miriapodi, sono gruppi tipici di ambienti stabili caratterizzati da una buona naturalità e presentano adattamenti morfologici al suolo molto spinti che non consentono loro di far fronte a condizioni ambientali avverse (Menta, 2008). Per esempio, i pauropodi sembrano prediligere un ristretto intervallo di umidità e temperatura (17-23 °C), all'interno del quale i funghi del suolo prosperano, e poiché i funghi rappresentano una risorsa trofica per i pauropodi, questo fattore piuttosto che un effetto diretto della temperatura potrebbe essere limitante (Wallwork, 1970). Questi organismi non possono scavare, ma seguono i canali e le fenditure delle radici fino a profondità maggiori, sotto la superficie del suolo. Sebbene i sinfili possono essere presenti in una grande varietà di suoli, che comprendono i campi coltivati, le praterie e la lettiera delle foreste, essi preferiscono i suoli organici e umidi di tipo loam con tessitura aperta (Wallwork, 1970). Spesso, questi migrano fino a diversi centimetri di profondità in conseguenza di cambiamenti nelle condizioni ambientali. Possono, infatti, penetrare nel suolo fino alla profondità di 25 cm che è estremamente profonda considerato che non sembrano in grado di scavare (Coleman et al., 2004). Le loro abitudini alimentari sono sconosciute sebbene alcune recenti osservazioni indicano che si cibano di micorizze. Inoltre, studi recenti sull'effetto della raccolta del legno sul suolo, hanno rivelato che i sinfili, i dipluri e i diplopodi sono i taxa più sensibili che scompaiono prima dai siti disturbati. Da segnalare inoltre il ritrovamento di palpigradi, nei boschi di *Q. cerris* dei Monti della Tolfa e di Canale Monterano, organismi estremamente rari nei suoli italiani e presenti solo in aree naturali stabili. Gli pseudoscorpioni e diplopodi mostrano un distinto pattern di distribuzione che richiede ulteriori analisi per essere chiaramente spiegato. Queste popolazioni probabilmente sono soggette ad oscillazioni stagionali che ne determinano addirittura la scomparsa. Per esempio, i pseudoscorpioni migrano in profondità nel suolo durante l'inverno. Diventa quindi molto più difficile estrarli dai campioni di suolo in questo periodo.

Se da un lato il censimento di tutte le categorie è importante per la conservazione della biodiversità, questo studio ha evidenziato che negli ecosistemi forestali l'informazione dell'indice in relazione agli impatti da costipamento è portata da 9 gruppi funzionali (quelli significativi nella PCA, sul 1° e 2° asse). Probabilmente gli stessi gruppi si candidano ad esseri approfonditi anche per valutare il grado di naturalità. In effetti, in studi effettuati su suoli degradati (Menta et al., 2008) sono risultati completamente assenti i miriapodi, mentre presentano una presenza non costante e con densità inferiori in suoli agricoli (Tabaglio et al., 2009). Nei siti non disturbati, sebbene il primo asse della PCA spieghi solo una piccola percentuale di varianza, questo assume lo stesso trend di biodiversità dei valori di QBS-ar tra siti forestali più naturali e siti forestali disturbati. Poiché questo asse è legato alla presenza degli pseudoscorpioni, questo taxon merita particolare attenzione nel

biomonitoraggio in quanto al vertice delle catene trofiche. Ciò è confermato anche dalle analisi pedologiche, che stanno rivelando come pseuscorpioni insieme ai proturi e coleotteri siano particolarmente legati a suoli a bassa densità apparente e quindi ricchi di sostanza organica e poco impattati dalle attività antropiche (dati preliminari non illustrati).

6.4 - CONCLUSIONI

Il QBS-ar è risultato un indicatore valido per valutare l'efficacia e l'impatto dei sistemi di utilizzazione forestale (monitoraggio degli automezzi) e, più in generale, per perseguire un uso sostenibile delle risorse naturali. Va a questo proposito sottolineato che gli impatti da costipamento possono perdurare per lungo tempo (oltre 15 anni) (Rawinski et al., 2008); per questo nella conservazione delle risorse naturali è importante disporre di indicatori quali il QBS che permettono di monitorare lo stato della vita nei suoli.

Il monitoraggio di tali impatti diviene particolarmente importante nei lavori di restauro forestale specialmente quando si fa alto uso della meccanizzazione (ad esempio progetti LIFE che prevedono una meccanizzazione delle operazioni). Allo stesso tempo è utile poter disporre di uno strumento di misura degli effetti di interventi di rinaturalizzazione per ciò che concerne la componente edafica.

Inoltre, questo indice risulta valido anche nell'ambito della selvicoltura urbana o, più in generale, nella gestione delle aree protette per determinare l'impatto dei turisti. Queste informazioni permettono quindi di pianificare sistemi di gestione degli ecoservizi più efficaci.

Il QBS-ar può entrare, quindi, nel monitoraggio forestale per la descrizione della biodiversità edafica e, in particolare, per lo studio degli impatti antropici sui processi ecologici nel suolo, anche in area mediterranea. Ulteriori ricerche in ecosistemi soggetti a maggiore aridità estiva sono necessarie per confermare l'assenza di variazioni stagionali significative del QBS-ar.

7 - BIBLIOGRAFIA

- Addison, J., 2007. Green tree retention: a tool to maintain ecosystem health and function in second-growth coastal forests. In: Langor, D.W., (Eds), 2007. *Arthropods of Canadian Forest*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, 25 pp.
- Alessandrini, A., Blasi, S., Di Filippo, A., Piovesan, G., Ziaco, E., 2008. *Alla scoperta di una foresta vetusta: La faggeta di Soriano nel Cimino - Il sentiero natura*. VITERBO: Edizioni Sette Città, ISBN: 978-88-7853-130-7
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Arpin, P., Ponge, J.-F., Faille, A., Blandin, P., 1998. Diversity and dynamics of eco-units in the biological reserves of the Fontainebleau forest (France): contribution of soil biology to a functional approach. *Eur. J. Soil Biol.* 34, 167-177.
- Aspetti, G., P., Boccelli, R., Ampollini, D., Del Re, A., A.M., Capri, E., 2009. Assessment of soil-quality index based on microarthropods in corn cultivation in Northern Italy. *Ecological Indicators*, in press.
- Bacci, E., Marchetti, R., 1998. Misura della tossicità. In *Ecologia Applicata*. A cura di Alfredo Provini, Silvana Galassi, Roberto Marchetti. Città Studi Edizioni, Torino, pp. 1190.
- Baldo, M., 2009. Il deperimento della farnia in boschi planiziali. Stato ectomicorizzico e possibilità di controllo. Tesi di dottorato, Dipartimento del territorio e sistemi agro-forestali. Università degli studi di Padova.
- Bardgett, R.D., 2002. Causes and consequences of biological diversity in soil. *Zoology*, 105: 367-374.
- Behan-Pelletier, V.M., 1999. Oribatid mites in agroecosystems: role for bioindication. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 411-423.
- Battles, J.J., Shlisky, A.J., Barret, R.H., Heald, R.C., Allen-Diaz, B.H., 2001. The effects of forest management in Sierran conifer forest. *For. Ecol. Manage.* 146, 211-222.
- Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Hernandez, J.C., Canteni, D., 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169, 65-76.
- Bellarosa, R., Codipietro, P., Piovesan, G., Schirone, B., 1996. Degradation, rehabilitation and sustainable management of a dunal ecosystem in Central Italy. *Land Degradation & Development* 7, 297-311.
- Bloem, J., Hopkins, D.W., Benedetti, A., 2005. *Microbiological methods for assessing soil quality*. Editors: Bloem, J., Hopkins, D.W., Benedetti, A.. CABI Publishing, CAB International, Wallingford, Oxfordshire OX10 8DE, UK. ISBN-13: 97800851990989.
- Bird, S., Robert, N.C., Crossley, D.A., 2000. Impacts of silvicultural practices on soil and litter

- arthropod diversity in a Texas pine plantation. *For. Ecol. Manage.* 131, 65-80.
- Bonferroni, C.E., 1935. Il calcolo delle assicurazioni su gruppi di teste. In: *Studi in onore del Professore Salvatore Ortu Carboni*” Rome, Italy: 13-60.
- Bonferroni, C.E., 1936. Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilità. *Pubblicazioni dell'Istituto Superiore di Scienze Economiche e Commerciali di Firenze* 8, 3-62.
- Bongers, T., 1990. The maturity index: an ecological measures of enviromental disturbances based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1994. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.
- Bouchè, M.B., 1977. Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletin* 25, 122-132.
- Buger, J.A., Zedaker, S.M., 1993. Drainage effects on plant diversità and productivity in lobolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations on wet flats. *For. Ecol. Manage.* 61, 109-126.
- Callaham, M.A., Richter, D.D., Coleman, D.C., Hofmockel, M., 2006. Long-term land-use effects on soil invertebrate communities in Southern Piedmont soils, USA. *European Journal of Soil Biology* 42, 150–156.
- Cassagne, N., Bal-Serin, M.C., Gers, C., Gauquelin, T., 2004. Changes in humus properties and collembolan communities following the replanting of beech forests with spruce. *Pedobiologia* 48, 267-276.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- Codurri M., Truzzi A., Bertonazzi M.C., 2005. Microartropodi del terreno. Consorzio del Parco Naturale dell'Oglio Sud. Arti Grafiche Chiribella, Bozzolo (MN).
- Coleman D.C., Crossley D.A., Hendrix P.F., 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Elsevier.
- Cortet, J., Gomot-De Vauflery, N., Poinso-Balaguer, N., Gomot, C., Texier, C., Cluzeau, D., 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35, 115-134.
- Curry, J.P., 1986. Effects of management on soil decomposers and decomposition processes in grassland. In: M.J. Mitchell and J.P. Nakas (Editors.), *Microfloral and Faunal Interactions in Natural and Agroecosystems*. Nijhoff/Junk Publishers, Dotrecht, 1986, 349–398.
- Davis, J.C. 1986. *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley & Sons, New York.
- De Boer, A., 1983. Vegetation as an indicator of environmental changes. *Enviromental Monitoring and Assessment*, 3: 375-380.
- Deleporte, S., 1981. Peuplement en Diptères Sciaridae d'une litière de chêne. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 18, 231-242.
- Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F., Blasi, F., Portoghesi, L., Piovesan, G. submitted.

- Climate change and oak growth decline: Dendroecology and stand productivity of a Turkey oak (*Quercus cerris* L.) old stored coppice in Central Italy. *Annals of Forest Sciences*.
- Doblas-Miranda, E., Wardle, D.A., Peltzer, D.A., Yeates, G.W., 2007. Changes in the community structure and diversity of soil invertebrate across the Franz Josef Glacier chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 1069-1081.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In *Defining soil quality for sustainable environment*. Soil Sci. Soc. of America (SSSA) special publ. 35, 3-21.
- FAO, 2007. FAO Corporate document repository. State of the World's forest 2007. Food and Agriculture organization of the united nation, Rome, Annex 115. <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm>.
- Gardi C., Menta C., Leoni A., 2008. Evaluation of environmental impact of agricultural management practices using soil microarthropods. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17, 8b, 1165-1169.
- Gardi, C., Tomaselli, 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.
- Grace, J.M., 1999. Erosion control techniques on forest road cutslopes and fillslopes in North Alabama. In *7th International Conference on Low-Volume Roads*. Transportation Research Record No. 1652. transportation research Board – National research council. Washington D.C., pp. 227-234.
- Gongalsky, K.B., Gorshkova I.A., Karpov, A.D., Pokarzhevskii A.D., 2008. Do boundaries of soil animal and plant communities coincide? A case study of a Mediterranean forest in Russia. *Eur. J. Soil Biol.* 44, 355-363.
- Giunchard, M., Robert, J-C, 1991. Approche biocenotique du systeme sol par l'étude du peuplement de larve d'insectes (premiere contribution). *Rev. Ecol. Biol. Soil* 28, 479-490.
- Grgič, T., Kos, I., 2005. Influence of forest phase on centipede diversity in managed beech forests in Slovenia. *Biodiversity and Conservation* 14, 1841-1862.
- Grime, J.P., 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. *J. Environ. Manage.* 1, 151-167.
- Gupta, S.R., Malik, V., 1996. Soil ecology and sustainability. *Trop. Ecol.* 37, 43-55
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. and Ryan, P.D., 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1), 9.
- Harper, D.A.T. (ed.). 1999. *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hedde, M., Aubert, M., Bureau, F., Margerie, P., Decaens, T., 2007. Soil detritivore macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. *Ann. For. Sci.* 64, 219-228.

- Heywood, V.H., 1995. Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge.
- Heliovaara, K., Vaisanen, R., 1984. Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates-a synthesis. *Acta For. Fenn.* 83, 1-96.
- Hill, S.B., Metz, L.J., Farrier, M.H., 1975. Soil mesofauna and silvicultural practices. In: Bernier, B., Winget, C.H., (Eds.), *Forest soil and Forest Management*, Les Presses de l'Universite Laval, Laval, France, pp. 119-135.
- Hodkinson, I.,D., Jackson, J., K., 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35: 649-666.
- Hoekstra, J.M., Bell, R.T. Launer, A.E., Murphy, D.D., 1995. Soil arthropod abundance in coastal redwood forest: effect of selective timber harvest. *Environ. Entomol.* 24, 246-252.
- Hogervorst, R.F., Verhoef, H.A., van Straalen, N.M., 1993. Fiveyear trends in soil athropod densities in pine forests with various levels of vitality. *Biol. Fert. Soils* 15, 189-195.
- Huhta, V., Karppinen, E., Nurminen, M., Valpas, A., 1967. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fenn.* 4, 87-143.
- Huhta, V., Rätty, M., 2005. Soil animal communities of planted birch stands in central Finland. *Silva Fennica* 39, 5-19.
- Huhta, V., Ojala, R., 2006. Collembolan communities in deciduous forests of different origin in Finland. *Appl. Soil Ecol.* 31, 83-90.
- Huston, M., 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113, 81-101.
- Kaneko, N., Salamanca, E., 1999. Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak-pine stand in Japan. *Ecological Research* 14, 131-138.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10.
- Kim, O., Yoo, J., Lee, D., Ahn, T., Song, H., 2004. Monitoring of bacterial community in a coniferous forest soil after wildfire. *The Journal of Microbiology*, 42: 278-284.
- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.F., Sanjanyan, M.A., 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation plannig. *Conserv. Biol.* 7: 796-808.
- Kozlowski, T.T., 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scand. J. For. Res.* 14, 596-619.
- Lal, B. and Steward, J.P., 1992. *Soil Restoration*. Springer-Verlag, New York, N.Y., pp 349.
- Lavelle, P., 1996. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. *Biology International* 33 (July).
- Lebrun, P., 1987. Quelques reflexions sur les rôles exercès par la faune èdaphique. *Rev. Ecol. Biol.*

Sol. 24, 495-502.

- Leoni A., 2008a. Studio della Biodiversità vegetale e del popolamento a microartropodi edafici nella riserva naturale “Guadine Pradaccio”. PhD Thesis.
- Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W. And Pierce, R.S., 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs* 40, 23-47.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fisher, J., 2006. General management principles and checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131, 433-445.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H., Topp, W., 2004. Influence of deadwood on density of soil macroarthropods in a managed oak-beech forest. *Forest Ecology Management* 194, 61-69.
- Jackson, D.A. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- Jacobs, J., Spence, J.R., Langor, D.W., 2007. Variable retention harvest of white spruce stands and saproxylic beetle assemblages. *Can. J. For. Res.*, 37: 73-78.
- Makino, S., Goto, H., Hasegawa, M., Okabe, K., Tanaka, H., Inoue, T., Okochi, I., 2007. Degradation of longicorn beetle (Coleoptera, Cerambycidae, Disteniidae) fauna caused by conversion from broad-leaved to man-made conifer stands of *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) in central Japan. *Ecol. Res.* 22: 372-381.
- Maleque, M.A., Maeto, K., Hiroaki, T.I., 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forest. *Appl. Entomol. Zool.* 44: 1-11.
- Maleque, M.A., Ishii, H., Maeto, K., Taniguchi, S., 2008. Seasonal prevalence of arthropods after line tinning of overstocked Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in central Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 6: 43-52.
- Maraun, M., Salamon, J.A., Schneider, K., Schaefer, M., Scheu, S., 2003. Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structure in a moderate beech forest (*Fagus sylvatica*): effects of mechanical perturbations. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 1387-1394.
- McCarthy, J.F., Shugart, L.R., 1990. Biomarkers of Environmental Contamination. Lewis Publ., fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada. *Can. J. soil Sci.* 82, 105-113. Boca Raton.
- Menta C., 2008. Guida alla conoscenza della Biologia e Ecologia del Suolo – Funzionalità, Degrado, indicatori- Gruppo Perdisa Editore, Bologna. ISBN 978-88-8372-454-1. 265 p.
- Menta C., Leoni A., Bardini M., Gardi C., Gatti F., 2008. Nematode and microarthropod communities: comparative use of soil quality bioindicators in covered dump and natural soils. *Environmental Bioindicators*, 3 (1), 35-46.
- Menta, C., 2004. la qualità biologica del suolo attraverso lo studio dei microartropodi. In ‘La

- Conoscenza della qualità del suolo attraverso l'utilizzo di indicatori biologici ed ecotossicologici', Atti del Convegno Nazionale APAT, Torino.
- Mickaël, H., Michaël, A., Fabrice, B., Pierre, M., Thibaud, D., 2007. Soil detritivore macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. *Ann. For. Sci.* 64, 219–228.
- Minnesota Forest Resources Council, 1999. Sustaining Minnesota Forest Resources: Voluntary site-level forest management guidelines for landowners, loggers, and resources managers. Minnesota forest resources council, St. Paul, Minnesota, 473.
- Moore, J.D., Ouimet, R., Camiré, C., Houle, D., 2002. Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 82: 105–113.
- Nannipieri, P., Greco, S., Ceccanti, B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In *Soil Biochemistry*, Bollag J.M. e Stotzky G. (eds.), Vol 6, pp 293-355. Marcel Dekker, New York, 1990.
- Neave, P., Fox, C.A., 1998. Response of soil invertebrates to reduced tillage systems established on a clay loam soil. *Appl. Soil Ecol.* 9, 423-428.
- Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115: 135-146.
- Ojala, R., Huhta, V., 2001. Dispersal of microarthropods in forest soil. *Pedobiologia* 41, 443-450.
- Paoletti, M.G., Hassall, M., 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 157-165.
- Paparatti, B., Peroni, M.. Valutazione della qualità biologica del suolo in due castagneti da frutto a conduzione biologica e convenzionale della provincia di Viterbo. Relazione Finale. Unpublished.
- Paquin, P., Coderre, D., 1997. Changes in soil macroarthropod communities in relation to forest maturation through three successional stages in the Canadian boreal forest. *Oecologia* 112, 104-111.
- Parisi, V., 1974. *Biologia ed ecologia del suolo*. Boringheri, Torino.
- Parisi, V., 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"*, 37 (3/4), 105-114.
- 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, Ecosystems and Environment* 105, 323–333.
- Pearce, J.L., and Vernier, L.A., 2006. The use of beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecol. Indic.* 6, 780-793.
- Perry, D.A., 1995. Forests, competition, and succession. In: Nierenberg, W.A. (Ed.), *Encyclopedia*

- of environmental biology, Vol. 2. Academic Press, San Diego, CA, USA, pp 135-153.
- Phillips, I.D., Cobb, J.R., Spence, J.R., Brigham, R.M., 2006. Salvage loggings, edge effects, and carabid beetles: connections to conservation and sustainable forest management. *Environ. Entomol.*, 35: 950-957.
- Piovesan, G., Biondi, F., Di Filippo, A., Alessandrini, A. & Maugeri, M., 2008. Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica*) forests of the central Apennines, Italy. *Global Change Biology*: 1265-1281.
- Plutino, M., 2003. Struttura e dinamica evolutiva dei boschi in stato di abbandono gestionale: il caso delle fustaie di cerro nell'alto lazio. Tesi di Dottorato, Università della Tuscia, Facoltà di Agraria.
- Padrini, A., Di fabbio, A., Jacomini, C., Dowgiallo, G., 2006. relationship between pedological matrix and soil mesofauna in the Natural Reserve of Decima-Malafede (Latium): a new approach and possibile application. XVI° Congresso della Società Italiana di Ecologia, viterbo-Civitavecchia, available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Ponge, J-F., Arpin, P., Sondag, F., Delecour, F., 1997. Soil fauna and site assessment in beech stands of the Belgian Ardennes. *Canadian Journal of Forest Research* 27(12), 2053-2064.
- Ponge, J.F., André J., Zackrisson O., Bernier, N., Nilsson, M.C., Gallet, C., et al, 1998. The forest regeneration puzzle. *Bioscience* 48, 523-528.
- Radea, C., Arianoutsou, M., 2002. Environmental responses of soil arthropod communities along an altitudinal-climatic gradient of Western Crete in Greece. *Journal of Mediterranean Ecology* 3, 37-45.
- Ranio, J. and J. Niemela, 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers. Conserv.* 12: 487-506.
- Rawinski, J. J.; Page-Dumroese, D. S. 2008. Soil compaction monitoring of the Pool Timber Sale, Rio Grande National Forest, Colorado, 16 years after logging. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-215. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 12 p
- Ricci Lucchi, M., 2008. Vegetation dynamics during the Last Interglacial-Glacial cycle in the Arno coastal plain (Tuscany, western Italy): location of a new tree refuge. *Quaternary Science Reviews* 27, 2456-2466.
- Ruf, A., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Römbke, J., Spelda, J. 2003 A biological classification concept for the assessment of soil quality: "biological soil classification scheme" (BBSK). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 263–271.
- Rusek, J., 1985. Soil microstructures – contribution on specific soil organisms. *Quaest Entomol.* 21, 497-514.

- Rusek, J., 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1207-1219.
- Sacchi, C.F., Testard, P., 1971. *Ecologie animale*. Doin, Paris, pp 480.
- Sang-Kyun, H., Han, H.S., Page-Dumroese, D.S., Johnson, L.R., 2009. Soil compaction associated with cut-to-length and whole-tree harvesting of coniferous forest. *Can. J. For. Res.* 39: 976-989.
- Schoenholtz, S.H., Van Miegroet, H., Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 138, 335-356.
- Scholwater, T.D., Y.L., Zhang and J.J. Rykken (2003). Litter invertebrate responses to variable density thinning in western Washington forest. *Ecol. Appl.* 13: 1204-1211.
- Siira-Pietikainen, A., Haimi, J., Siitonen, J., 2003. Short-term responses of soil microarthropod community to clear felling and alternative regeneration methods. *Forest Ecology and Management*, 172: 339-353.
- Spellenberg, I.F., 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge university press, pp 334.
- Tabaglio V., Gavazzi C., Menta C., 2008. The influence of no-till, conventional tillage and nitrogen fertilization on physico-chemical and biological indicators after three years of monoculture barley. *Italian Journal of Agronomy*, 3 (4): 233-240.
- Tabaglio V., Gavazzi C., Menta C. 2009. Physico-chemical indicators and microarthropod communities as influenced by no-till, conventional tillage and nitrogen fertilisation after four years of continuous maize. *Soil & Tillage Research*, 105, 135-142
- Theenhaus, A., Schaefer, M., 1995. The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *Forest Ecology and Management* 77, 35-51.
- Touloumis, K., Stamou, G., P., 2009. A metapopulation approach of the dynamics of arthropods from Mediterranean-type ecosystems. *Ecological Modelling* 220, 1105-1112.
- Toutain, F., 1987. Les litières: siège de systèmes interactifs et moteur de ces interactions. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 24, 231-242.
- Vlug, H., Borden, J.H., 1973. Acari and Collembola populations affected by logging and slash burning in a coastal British Columbia coniferous forest. *Environ. Entomol.* 2, 1016-1023.
- Wardle, D.A., 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press, Princeton, NJ, 400 pp.
- Wallwork, J.A., 1970. *Ecology of soil animal*. McGraw-Hill.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis*. 3rd ed. Prentice Hall, New York.