

SOCIETÀ ITALIANA PER LO STUDIO DELLA LOTTA ALLE MALERBE
S. I. L. M.

atti

**Lo studio della vegetazione
infestante le colture agrarie**

« Con il contributo della CARIPLO »

MILANO, 12 NOVEMBRE 1987

SOCIETA' ITALIANA PER LO STUDIO DELLA LOTTA ALLE MALERBE
S.I.L.M.

VI Convegno

atti

**Lo studio della vegetazione
infestante le colture agrarie**

« Con il contributo della CARIPLO »

MILANO, 12 NOVEMBRE 1987

SOCIETA' ITALIANA PER LO STUDIO DELLA LOTTA ALLE MALERBE
S.I.L.M.

VI Convegno

**LO STUDIO DELLA VEGETAZIONE
INFESTANTE LE COLTURE AGRARIE**

C. Ferrari ⁽¹⁾, G. Baldoni ⁽²⁾ e F. Tei ⁽³⁾



- (1) Professore straordinario di Botanica, Istituto e Orto Botanico, Via S. Epifanio 14, 27100 Pavia.
- (2) Dottore di Ricerca in Colture erbacee, Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee, Via Filippo Re 8, 40126 Bologna.
- (3) Dottore di Ricerca in Produttività delle piante coltivate, Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee, Borgo XX Giugno 74, 06100 Perugia.

INDICE

pag.

<i>Premessa</i>	7
1. <i>Le piante infestanti: un punto di vista geobotanico</i>	9
1.1 Introduzione.....	9
1.2 Origine ed ecologia generale delle piante infestanti.	11
1.3 L'infestante ideale.....	18
1.4 Tipologia delle infestanti.....	20
1.5 Le infestanti segetali.....	21
1.6 Le infestanti ruderali.....	23
1.7 Le infestanti ambientali.....	29
1.8 Altri tipi di infestanti.....	31
1.9 Cambiamenti strutturali nelle comunità infestanti le colture agrarie.....	31
1.10 Prospettive.....	37
1.11 Letteratura citata.....	38
2. <i>Il campionamento della vegetazione infestante e l'analisi dei dati</i>	43
2.1 Campionamento.....	43
2.1.1 Area minima.....	44
2.1.2 Area di campionamento.....	46
2.2 Metodi di campionamento della vegetazione.....	48
2.2.1 Densità.....	49
2.2.2 Frequenza.....	64
2.2.3 Ricoprimento.....	67
2.2.4 Abbondanza-dominanza.....	76
2.2.5 Biomassa.....	86
2.2.6 Banca dei semi.....	90
2.2.7 Forme biologiche e funzionali.....	98
2.2.8 Vigore o vitalità.....	104
2.3 Relazioni di dominanza nelle comunità vegetali.....	106
2.4 Modelli di distribuzione spaziale.....	110
2.5 Correlazioni fra specie e similitudine fra campioni.	114
2.6 Metodi di classificazione.....	121
2.7 Metodi di ordinamento.....	129
2.8 Lo studio della vegetazione infestante con il metodo di Braun-Blanquet.....	135
2.9 Letteratura citata.....	137
<i>Appendice : nomi scientifici e popolari delle principali erbe infestanti</i>	155

Premessa

La vegetazione, in generale, può essere definita come un sistema complesso che deriva dai fenomeni di aggregazione delle popolazioni delle specie vegetali. Questi fenomeni sono a loro volta determinati da fattori storici (corologici) e da fattori ecologici. I primi influenzano la composizione specifica della vegetazione, generalmente a scala territoriale molto vasta; i secondi influenzano la quantità dei singoli taxa. In modo molto conciso ed espressivo è stato detto che "la vegetazione è l'emergenza spaziale organizzata della flora" (De Miranda, 1980).

La struttura della vegetazione, cioè l'insieme delle relazioni che si stabiliscono tra le popolazioni vegetali, sono quindi il risultato visibile, in un territorio floristicamente omogeneo, della variazione dei fattori ecologici, tra i quali l'uomo ha da tempo un ruolo determinante. Questo è vero, soprattutto, per gli agroecosistemi dove agiscono combinazioni di pochi fattori molto selettivi, riassumibili nell'espressione "gestione agronomica". Lo studio della vegetazione infestante permette di utilizzare le comunità infestanti come sensibili indicatori agronomici ed anche di studiare, in un sistema di fattori controllati, la dinamica delle popolazioni infestanti. Ne derivano conoscenze di base e applicate che fanno oggi dei campi coltivati un'importante sede di osservazione e sperimentazione scientifica.

Lo studio ecologico della vegetazione infestante consiste essenzialmente di quattro fasi:

- 1. Campionamento, attraverso procedure adatte al problema esaminato.*
- 2. Classificazione. Definizione dei tipi: descrizione della diversità vegetazionale.*
- 3. Ordinamento. Definizione della dispersione dei tipi nello "spazio ecologico".*

4. *Analisi della predittività. Identificazione dei fattori responsabili della diversità vegetazionale e correlazione con la struttura dei dati vegetazionali.*

Nelle pagine che seguono viene presentato un approccio allo studio della vegetazione infestante le colture agrarie basato sulle idee, i metodi e gli scopi della scienza della vegetazione. Questa costituisce un settore importante e in attivo sviluppo della geobotanica, cioè della scienza che si dedica allo studio delle piante in natura.

Dopo una prima parte, di tipo introduttivo e generale, che può aiutare a comprendere come i geobotanici guardano alla vegetazione degli ambienti antropogeni, e delle colture agrarie in particolare, la seconda parte presenta in modo sintetico e con frequenti rimandi bibliografici una rassegna dei metodi di studio che possono essere utilizzati per lo studio della vegetazione infestante, intesa "geobotanicamente" come la struttura che la flora infestante assume a causa delle tecniche di gestione agronomica.

Molti metodi qui presentati sono in uso da tempo e largamente noti; altri, come quelli di classificazione e ordinamento dei dati, potranno apparire ancora insoliti nella pratica della sperimentazione agronomica.

Ci riterremo soddisfatti se il loro uso verrà progressivamente considerato e apprezzato, anche in seguito a questo convegno, per sfruttarne la versatilità e l'elevato contenuto informativo. Il loro uso potrà inoltre servire a stabilire contatti sempre maggiori tra i settori dell'innovazione e della ricerca e quelli della sperimentazione a fini direttamente applicati.

C. Ferrari, G. Baldoni e F. Tei
Milano, 12 novembre 1987

1. LE PIANTE INFESTANTI: UN PUNTO DI VISTA GEOBOTANICO

1.1 Introduzione

Il concetto di "pianta infestante" contiene una visione fortemente soggettiva delle piante e della vegetazione, e appartiene più all'ambito delle idee economiche che a quello delle idee botaniche, come risulta dallo stesso Statuto della European Weed Research Society (1975, art. 3. Weed. Any plant or vegetation, excluding fungi, interfering with the objectives or requirements of people).

Una definizione soddisfacente anche per i botanici può essere la seguente: le piante infestanti sono piante adattate ad ambienti antropogeni, dove interferiscono con le attività, la salute ed i desideri degli uomini (Holzner, 1978; Fryer, 1979).

Poiché la popolazione umana è in continuo aumento e l'uomo cerca di utilizzare sempre più l'ambiente a fini produttivi, entra perciò in conflitto con un numero crescente di piante che vengono così attribuite alla flora infestante (Wells, 1978).

Nella tradizione culturale dei popoli occidentali l'interferenza delle malerbe con gli obiettivi degli uomini è un tema ricorrente sin dai tempi più antichi. Le Sacre Scritture non lasciano dubbi circa le spine e i cardi che l'uomo avrebbe avuto di fronte lavorando la terra e attribuiscono chiaramente al Diavolo l'origine o la presenza di queste piante indesiderate (Matteo, 13.25). L'impossibilità di liberarsi definitivamente di loro le ha elevate a simbolo di vicende morali: "mala herba non perit", stabilisce un proverbio altomedievale che è ancor oggi presente in varie lingue europee.

Ma c'è chi ha considerato con maggiore benevolenza queste piante indesiderate. E' classica la definizione di Waldo Emerson (King, 1966): un'infestante è una pianta la cui utilità non è stata ancora scoperta. In effetti, la stessa specie in alcune parti della sua area di distribuzione geografica può essere un componente della vegetazione naturale, in altre un'infestante, in altre ancora una pianta utile. "Una malerba per alcuni uomini, può essere una pianta alimentare per altri" (Harlan e De Wet, 1965), come testimoniano gli esempi di *Cynodon dactylon* (malerba, foraggera, pianta tessile) e *Avena fatua* (malerba, foraggera e un tempo anche pianta alimentare).

La ricerca di nuove piante alimentari si concentra oggi soprattutto su specie che si comportano da malerbe in molte parti del mondo (si veda per es. White et al., 1971). Nei territori dove la copertura vegetale è quasi unicamente rappresentata da campi coltivati, le infestanti hanno una funzione importante come elementi di "diversificazione visiva" del paesaggio e, soprattutto se la loro presenza è plurisecolare, come elementi di tipo storico-culturale. In molti paesi europei la conservazione della natura si rivolge anche alle infestanti segetali minacciate di estinzione locale a causa dei profondi mutamenti intervenuti recentemente nelle pratiche di gestione agronomica. Nei Paesi Bassi, che sono all'avanguardia in questa direzione, esistono aree di protezione delle infestanti da più di 25 anni (Zonderwijk, 1973); queste aree utilizzano prevalentemente ambienti marginali alle colture agrarie dove molte infestanti possono vivere.

Amore e odio - come hanno sempre sostenuto i poeti - nascono dalla stessa fonte. In questo caso, la base comune alla lotta o alla conservazione delle piante infestanti è un'approfondita conoscenza della loro biologia ed ecologia. Un approccio allo studio delle infestanti basato su alcuni concetti e su alcuni metodi di analisi propri della geobotanica, cioè di quella parte

della botanica che si occupa dello studio delle piante in natura, può aiutarci a comprendere meglio le piante infestanti come realtà biologica in crescente espansione ed evoluzione proprio a causa delle modificazioni ambientali provocate dall'uomo.

1.2 Origine ed ecologia generale delle piante infestanti.

Grime (1979) ha evidenziato che i fattori principali che influenzano la crescita e la riproduzione delle piante sono (1) la competizione con altre piante, (2) lo stress ambientale e (3) il disturbo dell'habitat.

La competizione è definita come la tendenza di piante vicine ad utilizzare lo stesso spazio, la stessa quantità di luce, di elementi nutritivi, di acqua. Lo stress ambientale è rappresentato dalle cause esterne che limitano la quantità di biomassa di tutta la vegetazione o di una sua parte. Il disturbo è l'insieme delle cause esterne che producono una distruzione parziale o totale della biomassa. Le piante selezionate per la capacità competitiva (competitrici) sono proprie di habitat indisturbati e ad elevata produttività e tendono a massimizzare la crescita vegetativa. Le piante stress-tolleranti sono caratterizzate da una debole attività vegetativa e riproduttiva. Le piante adattate ad habitat disturbati sono caratterizzate da una breve durata della vita e da un'elevata produzione di semi. Queste piante sono dette "ruderali", con un termine derivato dal latino *rudus* (detrito), e sono proprie di habitat come discariche, scarpate, margini di strade, linee ferroviarie, terreni erosi, ecc. Tutti questi habitat hanno in comune un disturbo, più o meno pronunciato, di origine umana, ma anche notevoli differenze. Le ruderali costituiscono pertanto un gruppo abbastanza eterogeneo di piante, dalle erbe annuali agli alberi.

Se le idee di Grime vengono confrontate con il modello " $r:k$ " proposto da MacArthur e Wilson (1967) ed esteso alle piante (Harper e Ogden, 1970; Gadgil e Solbrig, 1972) possiamo concludere che le ruderali e le stress-tolleranti si identificano rispettivamente con le piante a strategia r , caratterizzate da un breve ciclo vitale e un alto sforzo riproduttivo, e con le piante a strategia K , con un ciclo vitale più lungo e un debole sforzo riproduttivo. Nell'arco delle condizioni intermedie tra la strategia r e la strategia K , si collocano invece le piante competitive (Fig. 1.1).

Le piante infestanti, che sono adattate ad habitat frequentemente disturbati, sono il miglior esempio di piante ruderali, con una strategia di tipo r (Tab. 1.1).

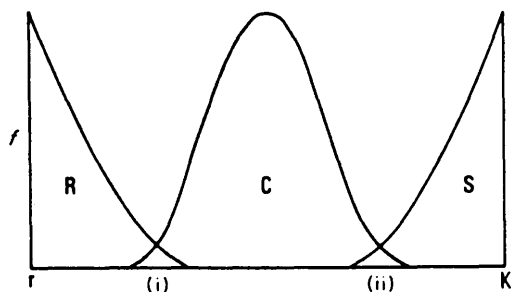


Fig. 1.1 - L'ipotesi di Grime (1979) circa la distribuzione di frequenza (f) delle strategie biologiche ruderale (R), competitiva (C) e stress-tollerante (S) lungo il gradiente tra la selezione di tipo r e K . Si vede che le strategie ruderale e stress-tollerante corrispondono, rispettivamente, alla selezione di tipo r e di tipo K .

I competitori occupano invece una posizione intermedia.

Lungo il gradiente $r-K$ ci sono due punti critici: (i) e (ii).

In (i) l'intensità del disturbo diventa tale da favorire le ruderali rispetto alle competitive; in (ii) il livello delle risorse diviene insufficiente per le grandi esigenze delle competitive e la selezione inizia a favorire la fisiologia più conservatrice delle stress-tolleranti.

Tab. 1.1 - Correlazioni tra tipi di strategie biologiche e tipi di habitat (da Grime 1979, semplificato)

Strategia biologica	Habitat		
	Non disturbato, produttivo	Stress	Disturbato, produttivo
Competitiva	Crescita vigorosa, successo competitivo	Rapido declino nella crescita e nella sopravvivenza	Assenza di riproduzione per semi
Stress tollerante	Sopraffatto dai competitori	Sopravvivenza	Assenza di riproduzione per semi
Ruderaie	Sopraffatto dai competitori	Alta mortalità, scarsa produzione di semi	Rapida produzione di semi

Gli ecologi della vegetazione considerano quindi le piante infestanti come piante pioniere e colonizzatrici con una strategia biologica di tipo "opportunistic", capaci di trarre vantaggio dal disturbo umano dell'ambiente. Come hanno dimostrato De Wet e Harlan (1975), le piante infestanti possono originare da (1) piante spontanee colonizzatrici, (2) dall'ibridazione tra razze coltivate e razze spontanee della stessa specie, (3) da specie coltivate e poi abbandonate. In tutti questi casi si evolvono genotipi adatti ad habitat disturbati attraverso selezione naturale. La maggior parte delle infestanti si è originata nel primo modo, come dimostra il fatto che la distribuzione di molte specie è più ampia come piante infestanti rispetto a quella che esse hanno come componenti naturali della vegetazione spontanea non disturbata: è il caso di *Digitaria sanguinalis*, *Taraxacum officinale*, *Lamium amplexicaule*, *Veronica persica* che presentano "razze selvatiche" nei territori e negli habitat di origine.

Le piante spontanee "opportuniste" (apofite) sono senz'altro

quelle più rapidamente coinvolte quando inizia il disturbo di un'area prima coperta da vegetazione naturale. Generalmente il modello di sviluppo della vegetazione infestante prevede poi una consistente immigrazione di infestanti originarie di altri territori trasportate per lo più involontariamente dall'uomo (antropofite).

La storia e le modalità di espansione delle apofite sono tuttora poco studiati. Studi paleobotanici suggeriscono che le antiche apofite furono probabilmente piante nitrofile e igrofile, per lo più annuali, dei greti e delle rive fluviali (note agli studiosi della vegetazione come specie della classe *Bidentetea*). A queste si devono verosimilmente aggiungere anche specie di comunità vegetali xerofile (*Festuca-Brometea* e *Sedo-Sclerantetea*), caratteristiche di habitat aperti. La pastorizia creò numerose opportunità di diffusione per queste apofite.

Salisbury (1961) e Godwin (1960) hanno attirato l'attenzione sulla presenza nelle tundre dell'ultimo periodo glaciale europeo di molte specie che sono oggi caratteristiche di campi coltivati e di habitat disturbati. Altri habitat aperti che sono serviti come serbatoi per le piante infestanti sono le velme costiere, le paludi salmastre e le dune (Baker, 1965; Hammerton, 1968).

Maggiori informazioni si hanno sull'espansione delle antropofite. L'inizio del fenomeno è senz'altro da collegarsi all'introduzione dell'agricoltura in Europa, un processo che ha conosciuto tappe diverse e che, in una certa misura, è durato sino a tempi molto recenti.

Si distinguono così antropofite di più antica introduzione (archeofite) e antropofite più recenti (cenofite). Il limite tra queste due ondate migratorie è posto intorno al 1500. Sono archeofite molto comuni le malerbe delle colture di frumento, che sono originarie della steppa aralocaspica e dell'Iran e che fanno parte della flora europea da oltre duemila anni (es.: *Papaver*

rhoeas, *Anagallis arvensis*, *Centaurea cyanus*, *Lolium temulentum*, *Agrostemma githago*). Sono cenofite, ad esempio, alcune malerbe delle colture di mais e di patata come *Amaranthus retroflexus* e *Galinsoga parviflora*, entrambe arrivate in Europa nella seconda metà del secolo XVI insieme alle specie coltivate.

Molte antropofite non riescono a integrarsi stabilmente nella flora di una regione e scompaiono rapidamente; poche si insediano con successo in comunità vegetali fortemente influenzate dall'uomo, come quelle ruderali e segetali; un numero ancora minore riesce a penetrare nella vegetazione seminaturale dei prati falciabili e dei pascoli (*Molinio-Arrhenatheretea*) ed in quella dei greti fluviali (es.: *Convolvuletalia sepium*, *Agropyro-Rumicion crispi*).

L'integrazione nella vegetazione naturale comporta capacità di competizione biologica e quindi il numero di antropofite in avanzato stato di naturalizzazione è molto basso. Gli stadi nel processo di immigrazione delle antropofite sono in sintesi i seguenti:

1. Arrivo dei propaguli ad opera dell'uomo;
2. Insediamento permanente in habitat disturbati;
3. Colonizzazione di habitat debolmente disturbati;
4. Colonizzazione di habitat indisturbati (antropofite naturalizzate).

Un calcolo eseguito sulla flora della Polonia (Kornas e Medwecka-Kornas, 1968) ha dato i seguenti risultati: su 443 specie esotiche 100 sono antropofite e di queste 57 fanno parte di comunità ruderali e segetali (stadio 2), 34 di comunità di pascoli e prati (stadio 3) e solo 9 sono naturalizzate cioè sono pervenute allo stadio 4.

Questa situazione può essere ben spiegata sulla base di una duplice barriera selettiva. Quella dei fattori climatici e quella dei fattori biotici, riconducibili alla competizione con le altre specie. L'importanza della selezione climatica è evidenziata dalla

constatazione che quasi tutte le antropofite di successo nelle varie regioni climatiche d'Europa provengono da regioni con climi simili a quelli del territorio colonizzato. Così, nell'Europa a clima centroeuropeo le antropofite naturalizzate provengono dalle latitudini temperate del Nord America (es.: *Robinia pseudoacacia*) e dall'Asia (es.: *Ailanthus altissima*). L'eccezione formata dal grande gruppo delle "malerbe", che hanno in generale la medesima origine geografica della pianta coltivata, è solo apparente. Nel caso delle malerbe del frumento, già ricordate come archeofite, si tratta di specie che nella terra d'origine chiudono il loro ciclo biologico in primavera e che in Europa hanno spostato la loro stagione vegetativa in estate, cioè nella stagione climaticamente più simile alla primavera delle regioni originarie.

L'espansione delle antropofite naturalizzate può essere documentata esaminando il loro numero nell'ambito delle flore dei singoli paesi europei: le antropofite naturalizzate sono il 18% della flora della Finlandia, il 16% della flora della Germania federale e della Gran Bretagna e il 10% di quella della Polonia (Sukopp, 1972). In Italia è stata evidenziata una certa correlazione tra il numero percentuale delle specie esotiche naturalizzate e il grado di disturbo ambientale dovuto all'agricoltura, agli insediamenti industriali e allo sviluppo dell'urbanizzazione e dei trasporti. L'Italia settentrionale, con alla testa la Lombardia, ha mediamente il 5% di esotiche naturalizzate (Lombardia oltre il 6%); i valori più bassi, intorno al 3%, si riscontrano nelle regioni meridionali (Pignatti e Sauli, 1976) (Fig. 1.2).

La seconda modalità di origine delle infestanti, per ibridazione con gli antenati selvatici, è documentata dal fatto che molte piante coltivate hanno razze selvatiche e razze infestanti. Queste ultime possono essersi originate per ibridazione con le razze selvatiche originarie. De Wet e Harlan (1975) osservano che

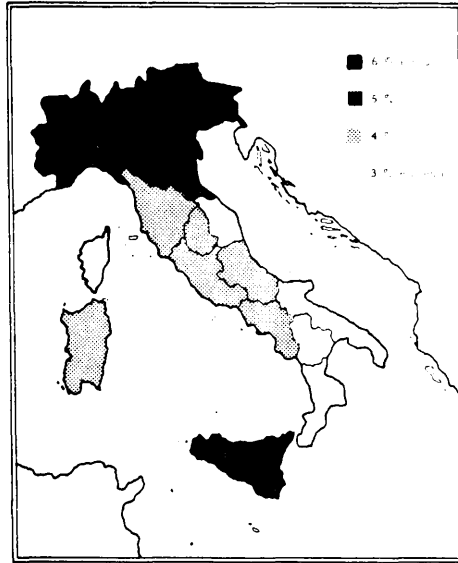


Fig. 1.2 - Distribuzione percentuale dei taxa di origine esotica naturalizzati nella flora delle diverse regioni italiane. Stima basata su 2.600 Angiosperme dicotiledoni. Si osservi che l'incidenza percentuale di queste "infestanti ambientali" è maggiore nella flora delle regioni a più elevato sviluppo agricolo e industriale (da Pignatti e Sauli, 1976).

questi ibridi raramente invadono l'habitat naturale della specie, ma sono comuni negli habitat disturbati delle coltivazioni.

Infine, le razze coltivate possono diventare infestanti quando non sono più coltivate. Nella stragrande maggioranza dei casi questo fenomeno si accompagna ad una ricomparsa di caratteri primitivi, ad esempio nella dispersione dei semi.

L'infestante *Avena fatua* è un esempio. Nel taxon spontaneo ancestrale *Avena sterilis* le singole spighe si distaccano sopra le glume e cadono intere; in *Avena fatua*, che è l'infestante derivata direttamente dal taxon coltivato *Avena sativa* originatasi per selezione umana da *Avena sterilis*, le spighe si frammentano

tra i fiori. Vi è stato così un recupero secondario, con qualche differenza, di un carattere primitivo quale la spontanea caduta dei semi, un carattere eliminato dalla selezione umana nelle piante coltivate.

1.3 L'infestante ideale

Il successo evolutivo di un organismo si misura in termini di individui esistenti, di capacità riproduttiva, di varietà degli habitat che possono essere occupati. Sebbene gli agricoltori possano pensare esattamente il contrario, quelle piante infestanti che sono considerate maggiormente nocive non sono necessariamente quelle di maggior successo, se giudicate con criteri ecologici. La nocività implica difficoltà a deprimere le popolazioni dell'infestante e una forte interferenza con la crescita e la riproduzione delle piante coltivate o semplicemente utili. Questa abilità competitiva può essersi evoluta a spese dei caratteri "opportunistici" (si veda per es.: Palmblad, 1968; Solbrig, 1971). Un'eccezione può essere l'abilità competitiva che deriva dalla sintesi e dalla liberazione nelle adiacenze della pianta di sostanze con effetti inibenti i potenziali competitori. Si tratta del cosiddetto "amensalismo", un caso di allelopatia che viene descritto in un numero crescente di casi (ad es.: Del Moral e Muller, 1969; Gliessman e Muller, 1972; Tinning e Muller, 1972; Wilson, 1968).

Secondo Baker (1974) una pianta infestante "ideale" dovrebbe possedere i caratteri elencati nella tabella 1.2. Sebbene sia improbabile che una data specie possieda tutte queste caratteristiche, è però vero che in una sola specie possono combinarsi da pochi a molti di questi caratteri. Un carattere importante delle piante infestanti è l'ampio spettro di tolleranza a varie condizioni climatiche ed edafiche. L'ampia tolleranza

sembra dovuta, in alcuni casi, all'eterozigosi mantenuta da particolari fenomeni genetici come l'alloploidia, la traslocazione cromosomica, l'apomissi, ecc., ma in altri casi è attribuibile ad una selezione che favorisce l'autoimpollinazione in popolazioni con "genotipi ad ampio spettro" (Clausen, 1953; Oka, 1975).

La rassegna può concludersi con l'osservazione che molte piante infestanti sono poliploidi rispetto agli antenati selvatici

Tab. 1.2 - Caratteristiche di un'infestante ideale (da Baker, 1974)

-
1. Le esigenze di germinazione sono soddisfatte in molti ambienti
 2. La germinazione è discontinua (a controllo interno) e i semi sono molto longevi.
 3. La pianta ha una crescita rapida, dalla germinazione alla fioritura.
 4. La produzione di semi dura tanto a lungo quanto lo consentono le condizioni ambientali.
 5. Autocompatibile ma non completamente autogama o apomittica.
 6. L'impollinazione incrociata, se esiste, è operata dal vento o da pronubi non specializzati.
 7. Grande produzione di semi in circostanze ambientali favorevoli.
 8. Produce semi in un ampio ambito di condizioni ambientali.
 9. E' adattata alla dispersione su breve e lunga distanza.
 10. Se è perenne, ha una vigorosa riproduzione vegetativa o una rigenerazione da frammenti.
 11. Se è perenne, è fragile, cosicchè non è facilmente estirpabile.
 12. Ha una elevata capacità competitiva per caratteri particolari (rosette basali, volubilità del fusto, secrezione di inibitori chimici, ecc.).
-

ed è noto da tempo che la comparsa di poliploidi è direttamente correlata con l'esistenza di opportunità evolutive relativamente recenti, generalmente dovute all'esistenza di habitat instabili, aperti e colonizzabili. Così i tipi di vegetazione segetale e ruderale, che i fitosociologi riuniscono rispettivamente nelle classi *Stellarietetea mediae* e *Artemisietea vulgaris* presentano un numero elevato di poliploidi rispetto alle classi corrispondenti a tipi di vegetazione più stabile o climacica (Pignatti, 1966).

1.4 Tipologia delle infestanti

Il modo più comune di classificare le piante infestanti è quello basato sul loro habitat. Si possono così distinguere i seguenti gruppi:

- 1) Infestanti dei campi coltivati (=segetali). Sono le infestanti dei vari tipi di colture agrarie; alcune specie si trovano esclusivamente in questo habitat (come *Agrostemma githago*).
- 2) Colonizzatrici di habitat marginali disturbati (=ruderali). Costituiscono il gruppo di infestanti più vasto e eterogeneo, in rapporti dinamici con il gruppo precedente.
- 3) Infestanti "ambientali". Sono specie colonizzatrici che occupano nicchie libere nella vegetazione naturale fortemente disturbata ed hanno un'elevata potenzialità competitiva.
- 4) Infestanti dei prati e dei pascoli.
- 5) Infestanti degli ambienti acquatici.
- 6) Infestanti delle colture forestali.

Poichè il tipo di lavorazione del suolo dipende in larga misura dal tipo di pianta che viene coltivata, anche la classificazione delle infestanti sulla base delle colture è valida dal punto di vista ecologico.

1.5 Le infestanti segetali.

Le infestanti segetali sono le infestanti che vivono prevalentemente o esclusivamente nelle colture agrarie.

A scopi pratici le segetali sono generalmente suddivise in perenni e annuali. Questa semplice suddivisione è molto utile perchè è basata sulle caratteristiche di un'infestante che più interessano all'agricoltore. Altre suddivisioni pratiche sono quelle basate sul potenziale di infestazione o sulla sensibilità agli erbicidi: quest'ultima suddivisione si identifica con la dicotomia sistematica delle Angiosperme: Dicotiledoni ("a foglia larga") o Monocotiledoni ("a foglia stretta").

Soprattutto a causa della frequenza e della distribuzione stagionale del disturbo del suolo, diversi tipi di forme biologiche di infestanti tendono a prevalere. Generalmente, più frequente è il disturbo del suolo più elevata è la percentuale di annuali. Nei territori con una stagione fredda ben sviluppata il tempo dell'aratura esercita una grande influenza sulla composizione delle comunità infestanti: l'aratura nel periodo freddo favorisce infatti l'emergenza delle specie che richiedono basse temperature per germinare mentre le specie con elevate necessità termiche sono eliminate. Su base biogeografica, le specie segetali della flora europea presenti nelle colture di cereali possono essere attribuite a due tipi distinti (Holzner, 1978):

- A) Un tipo termofilo, formato da infestanti di origine sudeuropea orientale e mediorientale, che in Europa vivono nelle colture a semina autunnale. Nelle regioni d'origine si possono trovare nella vegetazione naturale, più o meno disturbata, e nelle coltivazioni. Sono le malerbe che i fitosociologi considerano caratteristiche dell'ordine *Secalietalia* ed appaiono particolarmente adattate alle condizioni di germinazione ed al ritmo stagionale di crescita delle colture cerealicole di origine mediorientale (es.: il frumento).

B) Un tipo formato da specie la cui area di origine sono le regioni europee sudoccidentali a clima atlantico e subatlantico. Il loro habitat naturale sono le comunità pioniere delle sabbie o dei suoli poco profondi su granito. Con l'aiuto dell'uomo sono riuscite ad invadere le aree continentali dell'Europa. I fitosociologi le considerano caratteristiche dell'ordine *Aperetalia*.

Se si considera l'area di distribuzione del tipo A (termofilo, *Secalietalia*) si osserva un graduale impoverimento di specie, correlato alla diminuzione delle temperature estive, da sud-est verso nord-ovest. Le specie che scompaiono sono in numero molto più elevato rispetto alle poche specie che si aggiungono, queste ultime da considerare indicatrici di climi freschi e umidi.

Lo stesso fenomeno si può osservare progredendo in altitudine sulle montagne. Contemporaneamente si osserva che l'indifferenza al tipo di suolo, caratteristica dell'area climaticamente ottimale, viene sostituita dalla preferenza per i suoli calcarei.

Specie di questo gruppo sono *Consolida regalis*, *Scandix pecten-veneris*, *Legousia speculum-veneris*, *Galium tricornutum*, *Sonchus oleraceus*, e, con una maggiore capacità di resistenza, *Papaver rhoeas*, *Sinapis arvensis*, *Anthemis arvensis*.

Le specie del tipo B (oceaniche, *Aperetalia*) sono invece specie acidofile e nella loro area di distribuzione naturale, climaticamente ottimale, vivono anche su suoli neutri; nei territori a clima continentale e subcontinentale, dove si sono espanse come segetali, sono infestanti soltanto su suoli poveri e molto acidi e vengono facilmente eliminate dalla concimazione organica.

Appartengono a questo gruppo specie come *Apera spica-venti*, *Chenopodium polyspermum*, *Matricaria maritima*, *Ranunculus acris*, *Chamomilla suaveolens*, *Raphanus raphanistrum*, *Anthemis arvensis*,

Vicia hirsuta, *V. tetrasperma*, *Digitaria ischaemum*.

Entrambi i tipi di segetali sono particolarmente vulnerabili dalla moderna gestione agronomica soprattutto dove la loro distribuzione non coincide con quella naturale (clima ottimale) e dove esse sono meno vigorose. Così molte specie di entrambi i tipi si sono estinte in molti campi coltivati del nord e centroeuropa e dell'Italia settentrionale.

Come fatto generale si osserva quindi che molte infestanti segetali si sono ritirate o si stanno ritirando, per effetto dell'agricoltura moderna, verso le loro aree di distribuzione naturale.

1.6 Le infestanti ruderali

Si è visto che con il termine "ruderales" Grime (1979) indica un tipo di strategia biologica corrispondente al tipo *r* di MacArthur e Wilson (1967), caratterizzato dalla capacità di produrre grandi quantità di biomassa in breve tempo, da un rapido ciclo vitale e da un'alta produzione di semi. Questi caratteri sono particolarmente adatti ad habitat disturbati. Questa categoria di infestanti è quella che meno si avvicina al concetto soggettivo di infestante, ma che meglio si adatta a quello ecologico (Holzner, 1982). Le infestanti ruderali, a differenza delle segetali, sono proprie di habitat dove il disturbo non coincide con le operazioni colturali, ma ha un carattere di maggiore naturalità e/o imprevedibilità.

Le infestanti ruderali non causano veramente molti danni - se si esclude il fatto che alcune producono pollini allergenici - ma sono indesiderate da molte persone perchè considerate indicatrici di ambienti sporchi e adatti ad animali nocivi come i ratti. Per il geobotanico esse sono specialiste di un habitat instabile, spesso divenuto tale ad opera dell'uomo.

Le ricerche sulla vegetazione ruderale sono particolarmente abbondanti nella letteratura geobotanica dell'Europa centrale e occidentale (si vedano Krause, 1958; Weber, 1961; Ellenberg, 1987) e sono prevalentemente condotte con il metodo fitosociologico sigmatista (Braun-Blanquet, 1964). Un recente stimolo allo studio della vegetazione ruderale è venuto dall'interesse crescente per l'ecologia urbana (Numata, 1977; Sukopp et al., 1973). Le cause di disturbo di un habitat possono essere molte e diverse; da qui deriva l'eterogeneità ecologica delle infestanti di tipo ruderale. Inoltre una comunità vegetale ruderale, essendo uno stadio iniziale di una successione cambia grandemente in breve tempo. Vi sono successioni caratteristiche che generalmente passano rapidamente da uno stadio a specie pioniere annuali, attraverso un breve stadio, ad annuali svernanti e biennali, ad uno stadio a specie erbacee perenni. Queste possono prevalere per molti anni, sino a che non sono lentamente sostituite da arbusti ed alberi, dapprima eliofili e pionieri e poi caratteristici della vegetazione naturale potenziale (Fig. 1.3). In questo modo esiste un gradiente nel tempo, dalle comunità ruderali a quelle della vegetazione potenziale. Le successioni che si instaurano nei campi abbandonati o nelle radure forestali possono essere definite "ruderali". L'allelapatia ha un certo ruolo durante queste successioni.

Mentre molte segetali "a debole specializzazione" vivono anche nella vegetazione ruderale, generalmente ai margini dei campi coltivati, vi sono molte specie che sono soltanto ruderali e che sono incapaci di vivere nei campi coltivati, anche se sono specie pioniere, caratteristiche dei primi stadi della successione ruderale. La causa del fenomeno sono probabilmente le seguenti:

1. I siti ruderali sono caratterizzati da una minore competizione nei primi stadi della successione rispetto al campo coltivato, dove esiste la competizione con le piante coltivate, che si sviluppano con elevata densità.

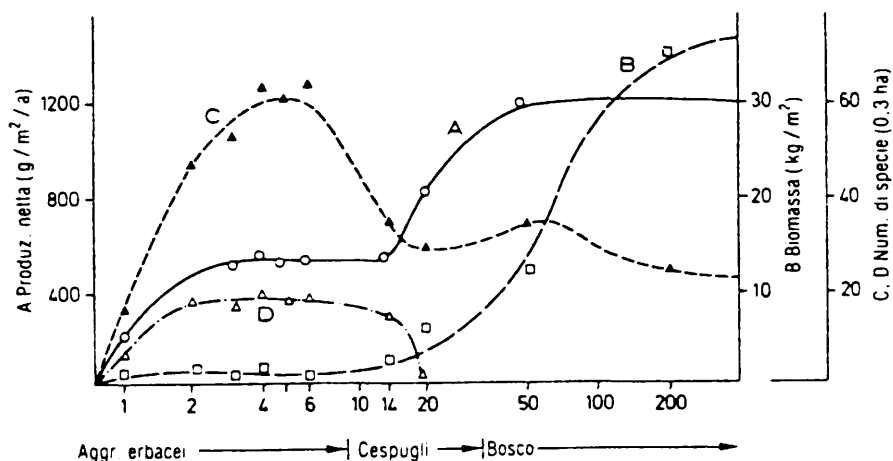


Fig. 1.3 - Dinamismo della vegetazione spontanea in una situazione post-culturale di zona temperata (Nord America, Brookhaven, New York). La curva D è quella delle antropofite; la curva C quella delle piante vascolari spontanee; la curva B quella delle crittogame (muschi e licheni). La curva A descrive l'andamento del numero di specie. E' evidente il ruolo svolto dalle antropofite nelle prime fasi della colonizzazione, in una situazione ad ecologia ruderale (da Holt e Woodell, in Whittaker).

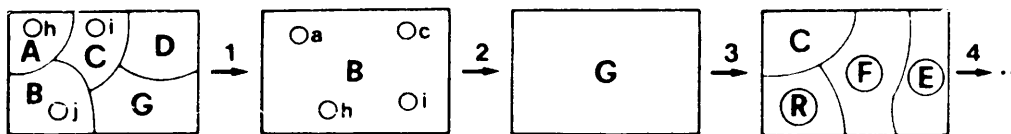


Fig. 1.4 - Esempio di una serie di compensazione. I numeri si riferiscono all'uso di diversi erbicidi. Le lettere maiuscole indicano le infestanti dominanti, quelle minuscole le infestanti con bassa densità.

R = ruderali; F = segetali da territori limitrofi; E = specie esotiche introdotte.

2. Alcuni tipi di siti ruderali sono più ricchi in elementi nutritivi e hanno un microclima più favorevole rispetto al campo coltivato (Grosse-Brauckmann, 1953).
3. Alcuni tipi di siti ruderali, al contrario, offrono condizioni molto particolari di vita (per esempio: minerali pesanti, elevate concentrazioni saline, inquinamento delle falde, ...) e possono essere colonizzati soltanto da specialisti.
4. I suoli ruderali, nei primi stadi della successione, sono più ricchi di semi, rizomi, tuberi, ecc.. di specie diverse, spesso involontariamente trasportati e depositati dall'uomo e dai suoi animali. Queste specie, spesso esotiche, danno un importante contributo ai primi stadi della successione ruderale.

La minore competizione e la maggiore quantità di elementi nutritivi che caratterizzano i siti ruderali rispetto a quelli dei campi coltivati (punti 1 e 2 prima ricordati) fanno sì che quelle specie pioniere capaci di vivere in habitat disturbati di tipo segetale e ruderale presentano un evidente ampliamento della loro area di distribuzione e un restringimento della nicchia ecologica passando dall'area di distribuzione originaria sino alla periferia dell'areale. Nelle condizioni climaticamente ottimali dell'area di origine, queste specie fanno parte della vegetazione naturale, ruderale e segetale; nell'area di diffusione secondaria dovuta all'uomo le stesse specie sono soltanto ruderali e segetali, e infine, verso il margine dell'area sono esclusivamente ruderali (Holzner, 1978).

Un esempio significativo di questo fenomeno è fornito dalle specie infestanti delle colture sarchiate (es.: mais, barbabietola) che sono tipiche segetali/ruderali. I fitosociologi le attribuiscono all'ordine *Panico-Chenopodietalia*. Anche in questo caso esiste, in modo simile a quello visto per le segetali in senso stretto, un gruppo di infestanti termofile (riunite nell'alleanza

Panico-Setarion che, nell'area climaticamente ottimale, sono componenti sia della vegetazione ruderale che segetale. Più fresco è il clima, più esse sono ristrette a siti ruderali, che hanno un microclima più caldo del clima generale dell'area (Grosse-Brauckman, 1953) e sono più ricchi in elementi nutritivi e in calcare rispetto ai campi coltivati; nei siti ruderali inoltre non esiste la competizione delle altre infestanti più vigorose della pianta coltivata, generalmente seminata densamente. Un esempio è fornito da *Chenopodium hybridum*.

La maggior parte delle infestanti ruderali termofile del *Panico-Setarion* presenti nella flora europea (Tutin et al., 1964-1980) sono specie con metabolismo fotosintetico C_4 (Collins e Jones, 1985). Sebbene, come si è già detto, la categoria delle ruderali sia molto eterogenea, perchè diversi possono essere i tipi di disturbo ambientale, è lecito ritenere che il metabolismo C_4 conferisca un qualche vantaggio negli habitat disturbati. In realtà, la capacità delle piante C_4 di produrre biomassa rapidamente, in condizioni favorevoli di illuminazione e temperatura, sembra il carattere più adatto alla colonizzazione di habitat disponibili "ad intermittenza", come sono appunto gli habitat ruderali e quelli dei campi coltivati. Inoltre sembra dimostrata una maggiore resistenza della pianta C_4 agli erbicidi inibenti la fotosintesi (ad es.: Gutierrez et al., 1974; Ferrari et al., 1979).

Il secondo gruppo di segetali/ruderali, la cui distribuzione è centrata nei territori a clima oceanico e suboceanico, mostra lo stesso tipo di fenomeno all'aumentare delle temperature estive passando da segetali/ruderali, nei territori climaticamente ottimali, a ruderali sino a ritirarsi addirittura in habitat ombrosi, giardini e foreste nelle regioni a clima continentale e submediterraneo (es. *Galeopsis tetrahit*; Tuxen, 1958).

Il ritirarsi delle infestanti verso la loro distribuzione

naturale o verso siti ruderali è un fenomeno oggi molto vistoso, per effetto delle moderne gestioni agronomiche. Le popolazioni delle specie resistenti, però, sono ora capaci di crescere con maggiore densità e con individui più grandi (Zonderwijk, 1975). Questo fenomeno è chiamato "compensazione" (Rola, 1973) e dà origine a comunità di infestanti povere in specie, ma con elevata densità di individui (Fig. 1.4). La "compensazione" viene anche chiamata impropriamente "sostituzione". Il secondo fenomeno è che le specie resistenti sono ora capaci di occupare le nicchie ecologiche delle specie eliminate conquistando così nuove aree dove precedentemente non erano capaci di competere. Questa è un'ulteriore prova della teoria, elaborata soprattutto da Ellenberg (1950, 1968, 1987) secondo la quale il comportamento ecologico delle specie dipende dalla competizione con altre specie e viceversa, mentre la potenzialità competitiva dipende dalla "fitness" alle condizioni ambientali.

Il fenomeno della compensazione è particolarmente evidente nei cambiamenti verificatisi nella composizione della vegetazione infestante le colture di mais. Le specie originariamente più importanti e caratteristiche sono: *Amaranthus lividus*, *A. retroflexus*, *Chenopodium album*, *Convolvulus arvensis*, *Cynodon dactylon*, *Echinochloa crus-galli*, *Setaria viridis*, *S. glauca*, *Xanthium spinosum*, *Kickxia spuria*, *Digitaria sanguinalis*, *Polygonum aviculare*, *Solanum nigrum*. Nelle colture di mais è molto importante e praticato l'uso di erbicidi, insieme ad un'elevata concimazione e una rotazione poco frequente rispetto alle colture di frumento. Questo ha portato, in pochi anni, a cambiamenti significativi delle comunità di infestanti nella direzione di un vistoso decremento nel numero delle specie e di un incremento quantitativo delle specie particolarmente resistenti agli erbicidi: predominano ora *Amaranthus spp.* e le graminacee panicoidee.

Da un punto di vista ecologico l'allargamento dell'area di distribuzione delle infestanti resistenti si realizza in due direzioni generali:

- 1) verso condizioni ecologiche avverse, di tipo climatico (per esempio con espansioni verso nord: *Sorghum halepense*, *Avena fatua*) o di tipo pedologico (per esempio: *Avena fatua* si sta diffondendo su suoli poveri dove prima era assente) oppure alcune ruderali diventano segetali (come *Galium aparine* e *Datura stramonium*).
- 2) Verso il loro optimum fisiologico. Specie debolmente competitive che erano prima capaci soltanto di sopravvivere in condizioni al limite della loro tolleranza fisiologica, sono ora capaci di invadere siti più adatti, dove è cessata la competizione. E' il caso, per esempio, di *Digitaria ischaemum*.

1.7 Le infestanti ambientali

Le infestanti ambientali sono specie introdotte che colonizzano la vegetazione naturale e, in una certa misura, sostituiscono le specie spontanee (Amor e Stevens, 1975). Si tratta di un problema a scala mondiale, di grande interesse teorico e pratico. Un esempio, noto a tutti, riguarda *Robinia pseudoacacia*, un albero importante nei primi stadi delle successioni forestali secondarie dell'America settentrionale, suo territorio di origine. Qui, se il suolo è povero di elementi nutritivi, la sua crescita diminuisce e cessa dopo circa venti anni e sono così favorite altre specie arboree (Boring e Swank, 1984).

La robinia, presente nella flora pliocenica d'Europa, estintasi durante il Pleistocene, fu importata come specie ornamentale in Francia nel diciassettesimo secolo, durante il regno di Enrico IV. Da allora si è diffusa ampiamente nelle regioni a clima temperato, non soltanto negli habitat disturbati, ma anche

nella vegetazione seminaturale. Essendo una *Papilionacea* arricchisce il suolo di azoto e le sue foglie ombreggiano debolmente: per questi motivi la robinia è accompagnata da un sottobosco di alte erbe nitrofile ed eliofile, molte delle quali sono anch'esse infestanti antropofite.

Infestanti simili alla robinia sono *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Prunus serotina* e varie specie di *Amelanchier*, tutte provenienti dall'America settentrionale. Le infestanti ambientali sono particolarmente numerose nella vegetazione degli argini, delle rive e delle golene fluviali. Le ragioni di questo fenomeno sono:

1. questi ambienti offrono habitat aperti, favorevoli alle specie colonizzatrici. Sono anche gli habitat originari di molte infestanti spontanee.
2. Si tratta di ambienti "azonali", più o meno indipendenti dal macroclima e con suoli ricchi di acqua ed elementi nutritivi.
3. Il trasporto dei semi è facilitato dall'acqua e dai suoi movimenti.

Per gli stessi motivi sopraricordati tra le piante acquatiche in senso stretto (idrofite) si trovano molte infestanti ambientali. Un esempio famoso è *Elodea (Anacharis) canadensis*. Questa specie fu introdotta dal nord America in Europa verso la metà del XIX secolo e da allora si è notevolmente diffusa, nonostante che la sua propagazione sia prevalentemente vegetativa. Attualmente è in via di sostituzione ad opera di un'altra specie introdotta, *Elodea nuttallii*, come si può osservare nei Paesi Bassi (De Lange, 1972).

Si deve osservare, da ultimo, che la vegetazione naturale indisturbata è molto resistente alle infestanti ambientali (Sagar e Harper, 1961) e che l'"infestazione" delle comunità è generalmente un segno di disturbo (naturale o antropogeno). Da queste comunità naturali debolmente disturbate vi è una transizione graduale verso le comunità ruderali, pesantemente disturbate dove le "infestanti

ambientali" trovano spesso il loro secondo optimum ecologico come "infestanti ruderali".

1.8 Altri tipi di infestanti

Quando il punto di vista dell'interesse umano è prevalente su ogni altro, la definizione di infestante sfugge al campo di competenza del geobotanico o dell'ecologo in generale.

E' il caso delle infestanti dei prati e dei pascoli, che sono prevalentemente piante perenni che entrano naturalmente nella composizione di questi tipi di vegetazione, ma che sono indesiderate per motivi diversi: il basso valore nutritivo, la bassa produttività primaria, perchè sgradite al bestiame e fortemente competitive nei riguardi delle specie foraggere.

Le infestanti acquatiche sono piante adattate ad acque eutrofiche, di cui possono rallentare il movimento creando problemi di irrigazione, di tossicità per altri organismi acquatici e di igiene per l'uomo.

Infine , le infestanti selvicolturali sono piante spontanee, alberi, arbusti, liane, erbe che, essendo nel loro optimum ecologico, sono molto competitive rispetto alle piante coltivate, alle quali possono sottrarre luce ed elementi nutritivi.

1.9 Cambiamenti strutturali nelle comunità infestanti le colture agrarie

Il numero delle specie infestanti e la composizione delle comunità infestanti sono cambiate, dall'inizio dell'agricoltura ad oggi, come risultato dei cambiamenti nella gestione agronomica. Soprattutto gli ultimi decenni sono stati caratterizzati da forti cambiamenti che riflettono l'intensificarsi delle pratiche finalizzate all'aumento della produttività agraria. Questi

cambiamenti consistono soprattutto in una diversa rotazione delle colture, in una maggiore concimazione e protezione delle piante coltivate (si veda per es.: Koch, 1980; Schubert, 1983; Ferrari et al., 1984).

In generale, i caratteri più evidenti di questi cambiamenti sono:

- 1) la diminuzione del numero e dell'abbondanza delle infestanti, cioè della loro diversità;
- 2) l'aumento dell'abbondanza di alcune specie difficili da controllare con mezzi chimici.

Nel loro complesso, si tratta di cambiamenti che riguardano la struttura delle comunità (Barkman, 1979) e che per essere studiati richiedono l'analisi del livello strutturale immediatamente più basso rispetto a quello della comunità, cioè il livello delle popolazioni.

I cambiamenti da analizzare si presentano come:

- *cambiamenti a breve termine*, che si manifestano prevalentemente come fluttuazioni annuali dipendenti dalla rotazione colturale, dagli interventi di protezione e da eventuali anomalie climatiche;
- *cambiamenti a lungo termine*, legati prevalentemente all'influenza di fattori agronomici che continuano per un lungo periodo (per es.: la regolare applicazione di erbicidi). Disturbi di questo tipo producono una destabilizzazione strutturale a livello delle comunità, modificando il numero e la quantità delle specie.

L'analisi dei cambiamenti a lungo termine è stata particolarmente approfondita da Mahn (1984). Alcune generalizzazioni circa lo svolgersi dei cambiamenti strutturali sono state proposte da questo Autore (Fig. 1.5a).

Data una comunità che si trova nello stato strutturale L_1 , i cambiamenti che eccedono l'ampiezza normale di una fluttuazione

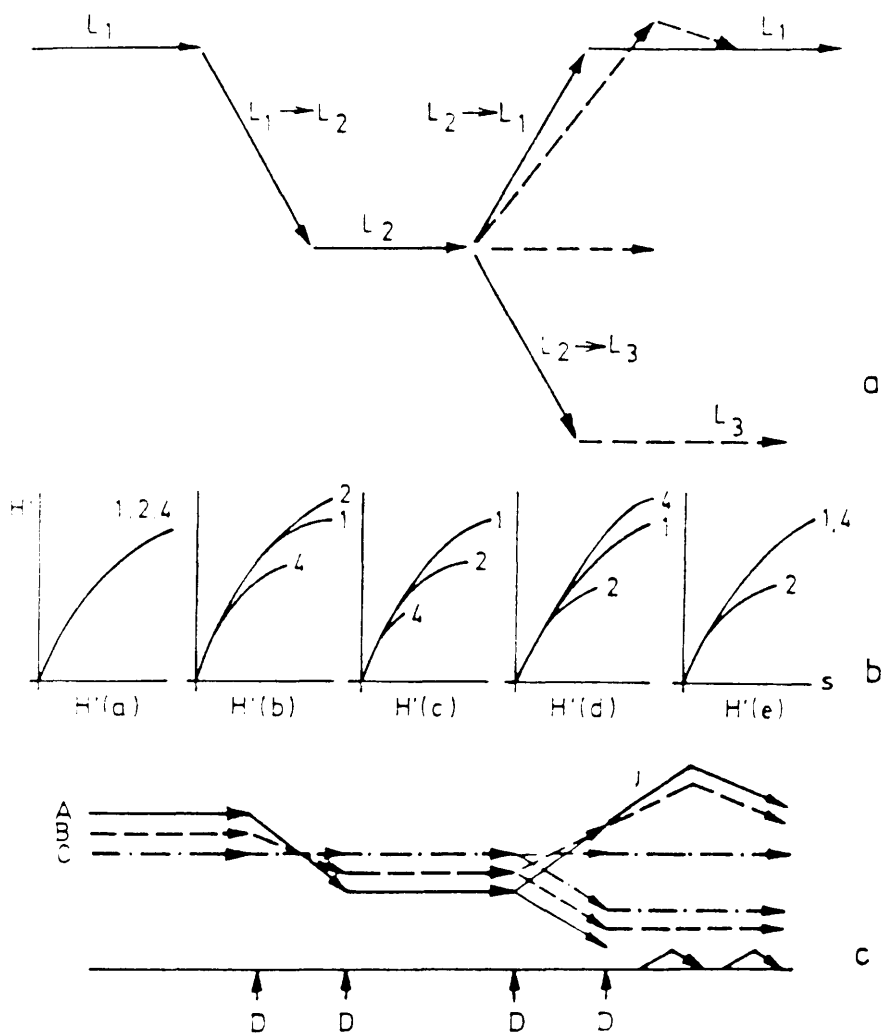


Fig. 1.5 - Modello dei cambiamenti nella struttura delle popolazioni e delle comunità dovuti a stress da erbicidi: (a) cambiamenti a livello di comunità; (b) cambiamenti nella struttura della dominanza; (c) cambiamenti nelle popolazioni. L = livello strutturale; A, B, C = specie; H' = diversità, s = numero di specie. Spiegazioni nel testo (da Mahn, 1984).

(cambiamento a breve termine) portano generalmente ad un'iniziale debole alterazione della diversità ($L_1 \rightarrow L_2$). Se l'influenza del fattore continua per alcuni cicli annuali, lo stato strutturale della comunità si modifica stabilmente ad un livello più basso di diversità (L_2). Da questo stato lo sviluppo della comunità può continuare nei modi seguenti:

- a) la comunità rimane nello stato strutturale L_2 finchè il fattore di disturbo permane inalterato;
- b) il fattore di disturbo diminuisce i suoi effetti e la comunità recupera lo stato strutturale L_1 . Questo recupero, come ha dimostrato Tramer (1975) può passare attraverso un aumento temporaneo di diversità rispetto alla diversità dello stato L_1 ;
- c) il fattore di disturbo aumenta d'intensità e la comunità abbassa ulteriormente il suo stato strutturale, attraverso una diminuzione di diversità (L_2).

Lo studio dei cambiamenti strutturali nelle comunità può essere eseguito con appropriati parametri di diversità. Una misura di alta affidabilità è l'indice della struttura della dominanza (Stocker e Bergmann, 1977), derivato dal notissimo indice di Shannon. Questo indice è basato sui cambiamenti dei valori di importanza relativa (biomassa, numero di individui) di tutte le specie appartenenti alla comunità. Detto h_j il contributo della specie j -esima della comunità alla diversità totale H , misurata con l'indice di Shannon, la struttura della dominanza di ogni comunità può essere rappresentata su di un piano cartesiano ortogonale riportando i valori cumulativi h_j per le varie specie, da quella a più alto valore di h_j a quella con valore più basso, in correlazione con il numero delle specie (S). La curva che ne risulta (Fig. 1.6) può essere considerata un modello della struttura della dominanza nella comunità. L'uso dell'analisi multivariata e dell'analisi discriminante potranno fornire ulteriori approfondimenti per lo studio della struttura delle

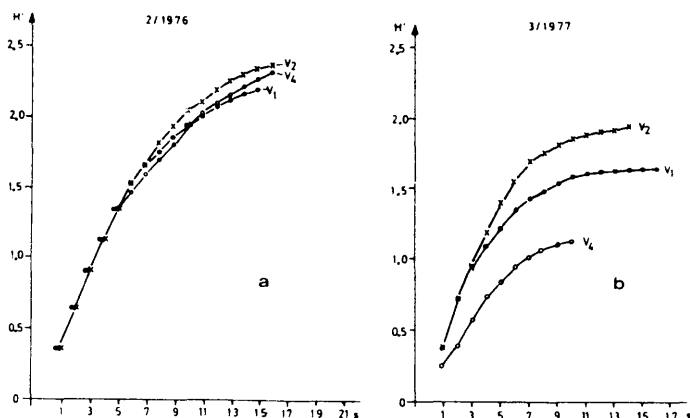


Fig. 1.6—Curve che descrivono la struttura della dominanza in comunità indisturbate di infestanti (a) e curve che descrivono la struttura della dominanza dopo due anni di trattamenti erbicidi (b). La curva V_1 è il controllo; s = numero di specie; H' = indice di diversità di Shannon (da Mahn e Helmecke, in Mahn, 1984).

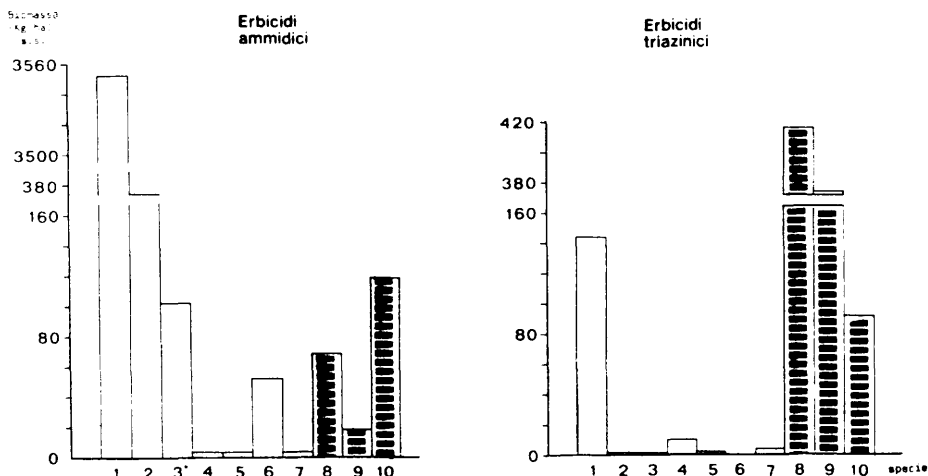


Fig. 1.7 - Effetti degli erbicidi amidici e triazinici nella composizione della vegetazione infestante di colture di mais nella pianura padano-veneta. In bianco le dicotiledoni; in tratteggio le monocotiledoni (1: *Amaranthus* spp.; 2: *Chenopodium album*; 3: *Solanum nigrum*; 4: *Polygonum convolvulus*; 5: *Polygonum aviculare*; 6: *Polygonum lapathifolium*; 7: *Convolvulus* spp.; 8: *Echinochloa crus-galli*; 9: *Setaria* spp.; 10: *Digitaria sanguinalis*). Gli erbicidi triazinici esercitano una evidente pressione selettiva favorevole alle monocotiledoni (da Ferrari et al., 1979).

comunità e delle cause delle sue variazioni.

Comunità indisturbate mostrano curve della dominanza molto simili (Fig. 1.5b e 1.6a). Il cambiamento dallo stato L_1 allo stato L_2 porta a cambiamenti pronunciati che riflettono la scomparsa di specie, soprattutto quelle con il minor numero di individui. La curva 4 è quella di una comunità più fortemente disturbata di quella corrispondente alla curva 2. Quando si interrompe la causa del disturbo, la comunità recupera gradualmente lo stato precedente attraverso una fase di maggiore diversità della comunità, come si vede dalle curve che superano quella della comunità indisturbata.

Se si confrontano i comportamenti delle singole specie, possiamo riscontrare divergenze pronunciate. Oltre ad una tendenza generale alla riduzione, si osservano cambiamenti nell'abbondanza relativa delle specie (Fig. 1.5c). La specie A può essere influenzata in modo più intenso della specie C (forse non danneggiata), mentre un'altra specie (B) può mantenere una posizione intermedia tra A e C. Al cessare del disturbo le specie cercano di tornare alla situazione iniziale, spesso mostrando un'iniziale "sovrabbondanza".

Se il disturbo (applicazione di un erbicida) non si interrompe, la pressione di cambiamento strutturale continua e la comunità entra in uno stadio cruciale di cambiamento caratterizzato da un decremento significativo delle specie e da un evidente cambiamento delle loro abbondanze relative. Questo riguarda soprattutto le specie con alta e bassa sensibilità verso l'uso ripetuto degli erbicidi, specialmente quelli con una lunga persistenza nel suolo. E' noto che gli erbicidi triazinici selezionano una vegetazione infestante dominata da Graminacee (es. Ferrari et al., 1979; Fig. 1.7) e, in questo ambito, alcune specie particolari, quali *Echinochloa crus-galli*, *Digitaria sanguinalis* (Mahn, 1984).

1.10 Prospettive

Le attuali conoscenze sulle esigenze ecologiche e sulle strategie biologiche di molte infestanti sono spesso basate su osservazioni a breve termine, che non consentono affidabili estrapolazioni nel lungo periodo. E' per questo motivo che lo studio della dinamica delle popolazioni delle infestanti appare urgente e indispensabile per comprendere le modificazioni delle comunità dove queste popolazioni compiono il loro ciclo vitale. Molta attenzione dovrà essere posta, in particolare, allo studio delle relazioni dinamiche tra la banca-semi del suolo e la comunità formata dalle specie emergenti in relazione a specifiche gestioni agronomiche.

Dal punto di vista geobotanico questi studi dovrebbero chiarire due gruppi di fenomeni il cui interesse supera, almeno da questo punto di vista, la lotta alle malerbe. Si tratta cioè di studiare i presupposti agronomici che possono assicurare una sufficiente diversità dalle infestanti segetali, limitando al massimo la tendenza al predominio di una o poche specie con elevata abbondanza. Già in sedi internazionali molti ecologi e vegetazionisti hanno attirato l'attenzione degli agronomi su questo problema, che riguarda soprattutto i paesi ad agricoltura industriale. Si è visto che le comunità di infestanti risultanti dall'uso prolungato di determinati erbicidi selezionano comunità con poche specie (al limite una sola) molto abbondanti e fortemente competitive. Nelle comunità infestanti "d'altri tempi", formate da molte specie, ciascuna a debole densità, le malerbe competevano non soltanto con la pianta coltivata, ma anche con altre infestanti e ne derivava una limitazione reciproca.

Oggi, dal punto di vista ecologico generale, sembra ragionevole tendere ad un controllo delle comunità in modo tale che queste siano ricche di specie, ma povere di individui. In questo

modo ogni comunità può essere facilmente controllata attraverso mezzi meccanici e rotazione colturale e la competizione con la specie coltivata è bassa.

In poche parole, che racchiudono problemi non semplici, dovremo tendere ad una gestione delle comunità infestanti e non ad una loro totale distruzione. Si tratta di accettare infestanti debolmente competitive per impedire i fenomeni di compensazione da parte di infestanti ad elevata nocività.

Anche nella gestione agronomica la conservazione della diversità specifica è un obiettivo ecologicamente corretto e possibile. Non dobbiamo dimenticare che lo sterminio è impossibile, che ogni nicchia ecologica vuota tende ad essere rapidamente occupata e che, infine, in ogni infestante può nascondersi una pianta da migliorare e da coltivare.

1.11 Letteratura citata

- AMOR, R.L. e STEVENS, P.L., 1975. Spread of weeds from a roadside into sclerophyll forests at Darmouth, Australia, Weed Res. 16: 111-118.
- BAKER, H.G., 1965. Characteristics and modes of origin of weeds. In: H.G. Baker, G.L. Stebins (eds): The Genetics of Colonizing Species: 47-72. Academic Press, New York.
- BAKER, H.G., 1974. The Evolution of weeds. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5: 1-24.
- BARKMAN, I.I., 1979. The investigation of vegetation texture and structure. In M.I.A. Werger (ed): The study of vegetation: 123-160. Den Haag.
- BORING, L.R. e SWANK, W.T., 1984. The role of black locust (Robinia pseudoacacia) in forest succession. Journal of Ecology 72: 749-766.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensoziologie. Ein Deutungversuch. 3. Aufl., Wien.

- CLAUSEN, I., 1953. The ecological race as a variable biotype compound in dynamic balance with its environment. I.U.B.S. Symp. on Genetics of Population Structure. Pavia.
- COLLINS, R.P. e JONES, M.B., 1985. The influence of climatic factors on the distribution of C₄ species in Europe. Vegetatio, 64: 121-129.
- DE LANGE, L., 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Diss. Univ. Amsterdam, 112 pp.
- DEL MORAL, R. e MULLER, C.H., 1969. Fag drip: a mechanism of toxin transport from Eucalyptus globulus. Bull. Torrey Bot. Club, 96: 467-475.
- DE MIRANDA, E., 1980. Essai sur les déséquilibres écologiques et agricoles en zone tropicale semi-aride, Thèse doct-ing. Univ. Montpellier, 224 p.
- ELLENBERG, H., 1950. Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. Ber. Deutsch. Bot. Ges., 65: 350-361.
- ELLENBERG, H., 1968. Wege der Geobotanik zur Verstandnis der Pflanzendecke. Naturwissensch., 55: 462-470.
- ELLENBERG, H., 1987. Vegetation Ecology of the Central Europe. Academic Press, London.
- FERRARI, C., CATIZONE, P., SPERANZA, M. e DE POLZER, S., 1979. Studio degli effetti selettivi degli erbicidi ammidici e triazinici sulla vegetazione infestante le colture di mais nella pianura padano-veneta. Not. Soc. Ital. Fitosoc., 15: 63-74.
- FERRARI, C., SPERANZA, M., CATIZONE, P., 1984. Weeds and crop management of wheat in northern Italy. Proc. 6th Inter. Symp. on Weed Biology, Ecology and Systematics (Paris): 411-420.
- FRYER, J.D., 1979. Key factors affecting important weed problems and their control. Proc. E.W.R.S. Symp. Mainz, Germ.: 13-23.
- GADGIL, M. e SELBRIG, O.T., 1972. The concept of r- and K-selection: evidence from wild flowers and some theoretical considerations. Am. Natur., 106: 14-31.
- GLIESSMAN, J.R. e MULLER, C.H., 1972. The phytotoxic potential of bracken, Pteridium aquilinum (L.) Kuhn. Madrono, 21: 299-304.

- GODWIN, H., 1960. The history of weeds in Britain. In: J.L. Harper (ed.): The Biology of Weeds: 1-10. Blackwell's, Oxford.
- GRIME, J.P., 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, Chichester. pp. 222.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1953. Untersuchungen uber die Okologie, Besonders den Wasserhaushalt von ruderalgesellschaften. Vegetatio, 4: 246-283.
- GUTIERREZ, M., GRACEN, V.E. e EDWARDS, G.E., 1974. Biochemical and Cytological Relationships in C₄ Plants. Planta Berl., 119: 279-300.
- HAMMERTON, I.L., 1968. Past and future changes in weed species and weed floras. Proc. 9th Brit. Weed Contr. Conf.: 1136-1146.
- HARLAN, J.R. e DE WET J.M.J., 1965. Some thoughts about weeds. Economic Bot. 19: 10-24.
- HARPER, J.L. e OGDEN, J., 1970. The reproductive strategy of higher plants - I. The concept of strategy with special reference to Senecio vulgaris L.. J. Ecol., 58: 681-689.
- HOLZNER, W., 1978. Weed species and weed communities. Vegetatio, 38: 13-20.
- HOLZNER, W., 1982. Concepts, categories and characteristics of weeds. In W. Holzner e N. Numata (eds.): Biology and Ecology of Weeds: 3-20. Junk, Den Haag.
- KING, L.J., 1966. Weeds of the world. Biology and Control. Leonard Hill, London, Interscience, New York.
- KOCH, W., 1980. Die Segetalflora in Abhangigkeit von Bewirtschaftungsmassnahmen. Daten u. Dokumente Umweltschutz Hohenheim, 30: 43-60.
- KORNAS, J. e MEDWECKA-KORNAS, A., 1968. The occurrence of introduced plants in natural and semi-natural plant communities in Poland. Mater. Zejladu Fitosociol. Storowanej. U.W., 25: 55-63.
- KRAUSE, W., 1958. Ruderalpflanzen. Handb. Pflanzenphysiol., IV. 737-754.
- MacARTHUR, R.H. e WILSON, E.O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. press. Princeton, N.J., 203 pp.

- MAHN, E.G., 1984. Structural changes of weed communities and populations. *Vegetatio*, 58: 79-85.
- NUMATA M. (ed.), 1977. Tokyo Project Interdisciplinary Studies of urban Ecosystems in the Metropolis of Tokyo. Chiba, Univ., 350 pp.
- OKA, H.I., 1975. Breeding for wide adaptability. In: T. Matsuo (ed.): *Adaptability in Plants*, J.I.B.P. Synthesis, 6: 177-186. Univ. Tokyo Press.
- SALMBLAD, T.G., 1968. Competition in experimental populations of weeds with emphasis on the regulation of population size. *Ecology*, 49: 26-34.
- SIGNATTI, S., 1966. Polyploidie-Verhältnisse der anthropogenen Pflanzengesellschaften und Vegetationsserien. In: R. Tuxen (ed.): *Anthropogene Vegetation*. Ber. Intern. Symp. Stolzenau 1961: 108-115. Den Haag.
- SIGNATTI, S. e SAULI, M., 1976. I tipi corologici della flora italiana e la loro distribuzione regionale: elaborazione con computer di 2600 specie di Angiosperme dicotiledoni. *Arch. Bot. Biogeogr. Ital.*, 52: 117-134.
- SLA, J., 1973. Der einfluss der Intensivierung der Landwirtschaft auf die Segetalgemeinschaften. In: R. Schubert (ed.), *Probleme der Agrogeobotanik*, M. Luther Univ. Halle/S. pp. 139-145.
- SALISBURY, E.J., 1961. *Weeds and aliens*. Collins, London, 384 pp.
- SAGAR, G.R. e HARPER, J.L., 1961. Controlled interference with natural populations of Plantago lanceolata, P. major and P. media. *Weed Res.*, 1: 163-176.
- SCHUBERT, R., 1983. Effects of biocides and growth regulators: ecological implications. In: O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond e H. Ziegler (ed.), *Plant Ecology - IV. Ecosystem processes: Mineral cycling, productivity and man's influence*, pp. 393-411. Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- SCHIBRIG, D.T., 1971. The population biology of dandelions. *Am. Sci.* 59: 686-694.
- SCHÖCKER, G. e BERGMANN, A., 1977. Ein Modell der Dominanz-struktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen. *Arch. Natursch. Landschaftsforsch.*, 17: 1-26.

- SUKOPP, H., 1972. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des menschen. Ber. Lanw., 50: 112-139.
- SUKOPP, H., KUNICK, W., RUNGE, M. e ZACHARIAS, F., 1973. Ökologische Charakteristik von Grosstädten, Dargestellt am Berlins. Verh. D. Ges. f. Ökol., Saarbrücken 1973: 383-403.
- TINNING, R.D. e MULLER, C.H., 1972. The allelopathic influence of Avena fatua: the allelopathic mechanism. Bull. Torrey Bot. Club, 38: 287-292.
- TRAMER, E.I., 1975. The regulation of plant species diversity on an early successional old-field. Ecology, 56: 905-914.
- TUTIN, T.G. et al., 1964-1980. Flora Europaea. 5 voll. Cambridge Univ. Press., Cambridge.
- TUXEN, R., 1958. Stufen, Standorte und Entwicklung von Hockfrucht und Garten-Unkrautgesellschaften und deren Bedeutung für die Ur- und Siedlungsgeschich. Angew. Pflanzensoziol., 16: 1-167.
- WEBER, R., 1961. Ruderalpflanzen und ihre Gesellschaften. Neue Brehm. B. Nr. 280. Witteberg (GDR), 164 pp.
- WELLS, M.J., 1978. What is a weed? Environment (Rep. of South Afr.) 5 (11): 6-7.
- WHITE, G.A. et al., 1971. Agronomic evaluation of Prospective New Crop Species. Economic. Bot., 25: 22-43.
- WILSON, R.E., 1968. Allelopathy as expressed by Helianthus annuus and its role in old field succession. Bull. Torrey Bot. Club, 95: 432-458.
- ZONDERWIJK, P., 1973. Akkeronkruiden. Natuurbehold (Amsterdam), 4 (1): 13-17.
- ZONDERWIJK, P., 1975. Ecologische aspecten van de selectieve betrijding van onkruiden (Ecological aspects of selective weedkilling). Gewasbescherming 1975 (6): 107-119.

2. IL CAMPIONAMENTO DELLA VEGETAZIONE INFESTANTE E L'ANALISI DEI DATI

2.1 Campionamento

Il metodo di campionamento deve permettere l'ottenimento della massima quantita' di informazioni "significative" col minimo sforzo. La sua scelta va eseguita in funzione della finalità della ricerca, del carattere da rilevare, del tipo di vegetazione e di ambiente in esame. Della massima importanza risulta anche l'esperienza del ricercatore, che puo' notevolmente aumentare l'accuratezza dei rilievi, riducendo lo sforzo richiesto (Greig-Smith, 1964).

Esistono fondamentalmente due metodi di studio della vegetazione: il primo prevede l'impiego di aree delimitate (parcelle, quadrati, transetti, ...), mentre nel secondo le misure vengono effettuate senza alcuna delimitazione a-priori di superfici di campionamento (Shimwell, 1971). In genere le prove agronomiche sono costituite da parcelle replicate che possono fungere da aree di saggio, per cui in esse viene generalmente applicato il primo metodo per lo studio delle malerbe (Numata, 1982); entrambi i metodi possono però venir convenientemente impiegati per stimare le variazioni della flora infestante in un determinato territorio o le sue correlazioni con uno o più fattori ambientali, includendo fra essi anche i fattori antropici (Greig-Smith, 1964).

2.1.1 Area minima

Le aree di campionamento della vegetazione, qualunque sia il tipo di ambiente e di problema che si intende esaminare, devono essere determinate in modo tale da essere uguali o superiori alla cosiddetta "area minima" del tipo di vegetazione esaminata.

L'area minima è definita come la più piccola superficie di terreno in cui la composizione floristica di una data comunità viene rappresentata adeguatamente (Muller-Dombois e Ellenberg, 1974).

Per ottenere descrizioni attendibili è dunque necessario che le parcelle siano almeno pari all'area minima.

Questo presupposto deve essere rispettato anche se si intendono studiare caratteri parziali della vegetazione, come la disposizione spaziale di alcuni taxa. In questo caso occorre determinare parcelle grandi almeno quanto l'area minima, da suddividere poi in aree di saggio meno estese e disposte a caso su tutta la parcella (Numata, 1982). Il loro numero e le loro dimensioni verranno stabilite in funzione soprattutto del carattere da rilevare e del tipo di vegetazione presente, seguendo opportune metodologie che possono utilizzare il rapporto fra varianza e media, medie mobili, analisi di curve definite ponendo in ascissa il numero o le dimensioni delle parcelle ed in ordinata il numero delle specie, ecc. (Greig-Smith, 1964; Muller-Dombois e Ellenberg, 1974). Anche in questo caso, comunque, l'area minima della comunità di piante in esame è la superficie complessiva da campionare (somma di tutte le aree di saggio), che nelle prove di tipo agronomico dovrebbe in teoria coincidere con l'area parcellare.

In Tab. 2.1 vengono riportati alcuni valori empirici di aree minime valide per vegetazioni di ambienti temperati (Knapp, 1984): è da notare che esse risultano tanto più estese quanto più ricca di

Tab. 2.1 - Valori empirici dell'area minima per alcuni tipi di vegetazione delle zone temperate (da Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

Foreste		
con lo strato arboreo		200-500 m ²
solo sottobosco		50-200
Pascoli		50-100
Brughiera		10-25
Prato affienato		10-25
Pascolo concimato		5-10
Comunità di erbe infestanti		25-100
Comunità di muschi		1-4
Comunità di licheni		0,1-1

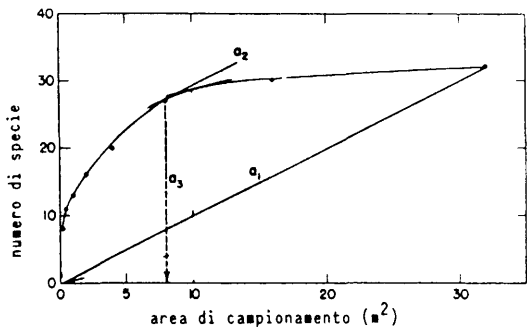


Fig. 2.1 - Curva area/specie. L'area minima è individuata proiettando il punto (a₃) lungo la curva al quale un aumento del 10% dell'area di campionamento determina un aumento del 10% del numero totale di specie registrate. Graficamente il punto a₃ rappresenta il punto di tangenza alla curva della retta a₂ parallela alla linea a₁, che collega l'origine al valore massimo dell'area e delle specie.

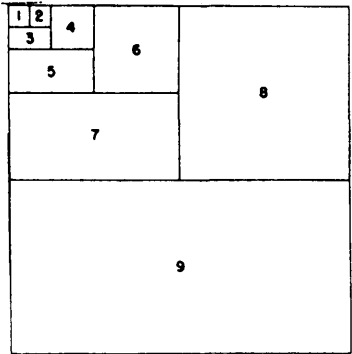


Fig. 2.2 - Sistema delle parcelle in sequenza inclusiva per la determinazione dell'area minima. Ogni parcella numerata consecutivamente include l'area della parcella precedente. Così le parcelle dispari sono quadrate, quelle pari rettangolari. L'area di campionamento si raddoppia ad ogni passaggio (da Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

specie è la comunità vegetale da campionare.

Per la determinazione sperimentale dell'area minima sono stati proposti numerosi metodi (Hopkins, 1955). Il più comunemente adottato è quello basato sulla curva specie/superficie (Fig. 2.1), ottenibile rilevando il numero di specie presenti in parcelle di area crescente (tecnica delle "parcelle in sequenza inclusiva", Cain e Castro, 1959) come riportato nella Fig. 2.2. La minima superficie su cui eseguire i rilievi si situa in corrispondenza del punto in cui la curva tende ad assumere un andamento orizzontale, o, secondo Cain e Castro (1959), nel punto in cui un aumento del 10% della superficie campionata comporta un aumento di solo il 10% del numero totale delle specie. La forma delle curve specie/superficie, se ottenute con uguale metodologia, può inoltre rappresentare una caratteristica di confronto fra diverse comunità vegetali (Tuxen, 1970).

Nelle prove di tipo agronomico la dimensione dell'area minima per lo studio di comunità di malerbe viene molto influenzata dalla coltura in atto, che generalmente comporta una flora infestante caratteristica. Nell'Italia centrale l'area minima per le colture di frumento si stima essere compresa fra i 20 ed i 30 m², mentre per la bietola, mais e tabacco tra i 30 ed i 40 m². Nei pascoli le sue dimensioni sono più difficili da determinare, anche se non sembrano superare i 60 m² (Covarelli, 1984). Poichè generalmente la flora infestante risulta maggiormente diversificata nei climi aridi, si presume che queste superfici siano insufficienti nell'Italia meridionale, dove è consigliabile adottare superfici prossime ai 100 m².

2.1.2 Area di campionamento

* La scelta delle aree di campionamento per lo studio della vegetazione infestante le colture agrarie ha lo scopo principale di

determinare variazioni quantitative delle specie in un dato ambiente agronomico. Le aree di campionamento (parcelle) devono quindi avere uguale forma e dimensioni e vanno distribuite in campo secondo modelli regolari o a caso su tutta l'area (Knapp, 1984). La distribuzione sistematica può fornire maggiori informazioni sulla variabilità della vegetazione soprattutto se nella zona è evidente la presenza di un gradiente ambientale (pendici di una montagna, luoghi più o meno prossimi a corsi d'acqua, ecc.) (Shimwell, 1971). In tal caso le parcelle possono venir disposte a distanze uniformi lungo linee (transetti), oppure, ove esiste più di un gradiente, si possono disporre a scacchiera su tutta l'area in esame (Greig-Smith, 1964). Generalmente però si preferisce la distribuzione a caso sia perchè permette di ottenere una maggior quantità di risultati significativi con un minor numero di campioni sia perchè la precisione dei valori ottenuti può venir saggiata su basi statistiche. A tale scopo è comunque molto importante che la distribuzione risulti veramente casuale. Perchè ciò avvenga, risulta opportuno tracciare assi cartesiani delimitanti l'area da campionare e ricavare le coordinate delle parcelle da apposite tavole dei numeri casuali (Fisher e Yates, 1943) o mediante l'estrazione di carte da gioco (Cain e Castro, 1959). Tra la distribuzione completamente casuale e quella sistematica esistono inoltre modelli distributivi intermedi, o di "randomizzazione ristretta". Si tratta generalmente di suddividere l'area da campionare in blocchi di uguali dimensioni in ciascuno dei quali viene distribuito a caso un ugual numero di parcelle. Mediante questo modello, oltre ad esplorare più completamente l'area in esame, è anche possibile ottenere un'indicazione più precisa, su basi statistiche, della variabilità esistente nel suo interno (Greig-Smith, 1964). La randomizzazione parziale è il modello distributivo più comunemente utilizzato per lo studio della vegetazione infestante nelle prove parcellari di tipo agronomico.

In tal caso le aree di saggio possono essere rappresentate dalle intere parcelle, replicate in più blocchi, ovvero ogni parcella può contenere più di un'area di campionamento, randomizzate nel suo interno e la media dei valori ottenuti in ciascun campione rappresenterà il dato parcellare (Covarelli, 1984).

Nel metodo di campionamento della vegetazione di tipo casuale si utilizzano aree di saggio di forma geometrica regolare, in funzione sia del carattere da rilevare sia del tipo di vegetazione e di ambiente in esame. In campo agricolo vengono generalmente preferite le forme rettangolari per le colture seminate a file ed i cerchi o i quadrati per i prati o per i luoghi incolti (Numata, 1982).

2.2 Metodi di campionamento della vegetazione

Nel campionamento della vegetazione è possibile utilizzare diversi parametri allo scopo di definire i rapporti fra le specie o fra le comunità di piante o fra queste e diversi fattori "ambientali" (clima, terreno, tecniche agronomiche, ...).

Le caratteristiche che vengono generalmente prese in considerazione sono:

- densità
- frequenza
- ricoprimento
- abbondanza-dominanza
- biomassa
- banca dei semi nel terreno
- forme biologiche e funzionali
- vigore o vitalità.

2.2.1 Densità

La densità degli individui appartenenti alle diverse specie è determinata eseguendo conteggi su aree di saggio di diversa forma, ripetute in numero variabile all'interno della parcella o della zona da analizzare. Successivamente i diversi conteggi vengono sommati per ogni singola specie ed espressi in termini di densità per una conveniente unità di superficie (m^2 , ettaro).

Quando si vuole effettuare un rilievo della densità delle specie è perciò necessario definire:

- 1) area della superficie d'inventario;
- 2) forma della superficie d'inventario;
- 3) n° di ripetizioni da effettuare;
- 4) epoca di esecuzione dei rilievi.

1) *L'area della superficie d'inventario* dipende strettamente dalla determinazione dell'area minima. L'area in questione deve perciò permettere di campionare una parte rappresentativa della comunità sia per quanto riguarda le specie presenti che la loro densità. Nella maggioranza delle prove sperimentali agronomiche la singola area di saggio è un sottomultiplo del metro quadrato così che i conteggi vengono ad essere ripetuti in numero tale da inventariare un metro quadrato o un suo multiplo.

L'area dipende poi anche dallo sviluppo che le erbe infestanti hanno raggiunto: in epoca tardiva e in colture poco competitive spesso alcune malerbe raggiungono dimensioni tali che singole aree di 1-2 m^2 risultano essere le più convenienti per effettuare i conteggi.

2) Clapham (1932) e Bormann (1953) hanno dimostrato che la *forma delle superfici d'inventario* non ha effetto sull'accuratezza dei conteggi. Greig-Smith (1964) ha però messo in evidenza che la

forma rettangolare è più efficiente di quella quadrata o circolare a causa della tendenza generale delle popolazioni vegetali a raggrupparsi. Bormann ha trovato che la riduzione della variabilità che si riscontra utilizzando i rettangoli anzichè i quadrati si aveva solo nel caso in cui il lato più lungo era perpendicolare alle bande di raggruppamento della vegetazione, così che si aveva più elevata variabilità all'interno della singola unità di campionamento, ma minore variabilità per le diverse unità. Nelle prove agronomiche in realtà la forma della superficie è spesso determinata dal tipo di coltura in cui viene ad essere effettuato il rilievo. Nei cereali vernini le file ravvicinate rendono più adatti i rettangoli con un lato lungo quanto la distanza tra le file e l'altro in modo tale da avere una superficie sottomultipla del m^2 : per esempio possono essere impiegati 17 rettangoli di 12 x 50 cm che permettono di inventariare una superficie complessiva di 1 m^2 . Nelle colture sarchiate che presentano una distanza fra le file generalmente elevata anche la forma quadrata risulta essere facilmente utilizzabile: i quadrati di 50 cm di lato ($0,25 m^2$) sono fra quelli più impiegati. Teoricamente sarebbe più corretto impiegare dei rettangoli o dei quadrati con lato uguale alla distanza tra le file così da rilevare sia le malerbe presenti in prossimità delle file della coltura che al centro dell'interfila. Questo è particolarmente importante nelle colture sarchiate a ciclo primaverile estivo e molto competitive dove l'ombreggiamento lungo la fila è elevato e dove riescono a svilupparsi solo delle specie spiccatamente sciafile. Generalmente i quadrati, i rettangoli o i cerchi vengono ad essere costruiti in filo di ferro e se devono essere mantenuti fissi per permettere conteggi successivi sulla stessa superficie sono muniti di "piedini" per il loro ancoraggio al terreno.

Inoltre, se i "quadrati" sono di grandi dimensioni (50 x 50 cm), e le infestanti sono in numero elevato, può essere utile

dividerli in settori (Fig. 2.3) per facilitare il conteggio e la localizzazione delle plantule.

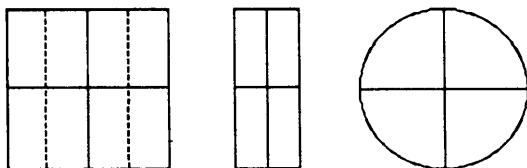


Fig. 2.3 - I "quadrati" possono presentare delle suddivisioni per facilitare il conteggio.

3) Greig-Smith (1965) ha dimostrato come l'accuratezza dei conteggi non è funzione dell'area campionata, ma del numero degli individui delle singole specie che sono conteggiati. In sostanza, il numero di quadrati (o rettangoli o cerchi) che devono essere apposti dipende soprattutto dalla distribuzione spaziale degli individui delle specie: più elevata è la variazione degli individui fra le "parcelle" più numerose dovranno essere le ripetizioni dei conteggi.

Sempre Greig-Smith (1964) propone di impiegare come misura per la determinazione del numero di quadrati il rapporto fra errore standard della media e la media.

Per la distribuzione di Poisson la varianza è uguale alla media ($\sigma^2 = \mu$), per cui l'errore standard della media è uguale a $\sqrt{x}/n$.

Infatti indicando con

e.s. = errore standard della media.

s^2 = varianza.

s = deviazione standard

n = numero di quadrati.

x = n ' totale di plantule contate negli n quadrati.

si ha che :

$$e.s. = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad s^2 = \bar{x} = \frac{x}{n}$$

$$e.s. = \frac{\sqrt{x}}{\sqrt{n}} \cdot \frac{1}{\sqrt{n}} = \frac{\sqrt{x}}{n}$$

Il rapporto fra l'errore standard della media e la media è perciò pari a:

$$\frac{e.s.}{\bar{x}} = \frac{\frac{\sqrt{x}}{n}}{\frac{x}{n}} = \frac{\sqrt{x}}{n} \cdot \frac{n}{x} = \frac{1}{\sqrt{x}}$$

Quando gli individui sono distribuiti a random l'accuratezza della stima della densità non è influenzata dal numero di "quadrati" entro cui si fanno i conteggi, ma soltanto dal numero di individui contati. Questo rapporto si applica soltanto quando si ha un numero elevato di "quadrati" o quando si hanno molti individui: più numeroso sarà il totale delle piante contate più piccolo sarà il rapporto (Fig. 2.4).

Se gli individui non sono distribuiti secondo la distribuzione di Poisson l'errore standard della media (e.s.) sarà uguale a s^2/n dove s^2 = varianza e n = numero di campioni.

Comunque per stimare il numero di quadrati che devono essere apposti si effettuano conteggi successivi con un numero di quadrati crescente e si ferma il campionamento al punto in cui la media delle specie più importanti (o abbondanti) non subisce più oscillazioni significative. Questo punto può essere individuato calcolando e tracciando graficamente (Fig. 2.5) i valori delle medie durante il procedere dei conteggi (Kershaw, 1964) oppure si

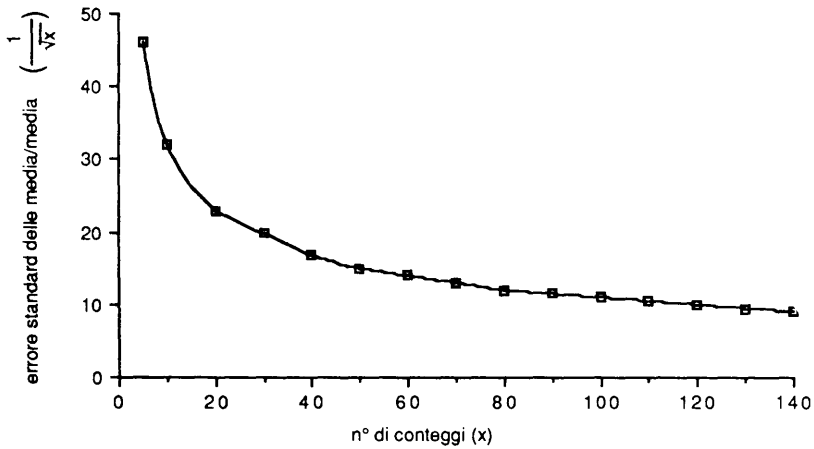


Fig. 2.4 - Relazione fra errore standard della media e media di un numero di conteggi di individui distribuiti a random. Questa relazione, come quella della curva specie/area, è decrescente con l'aumentare della dimensione del campione (da Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

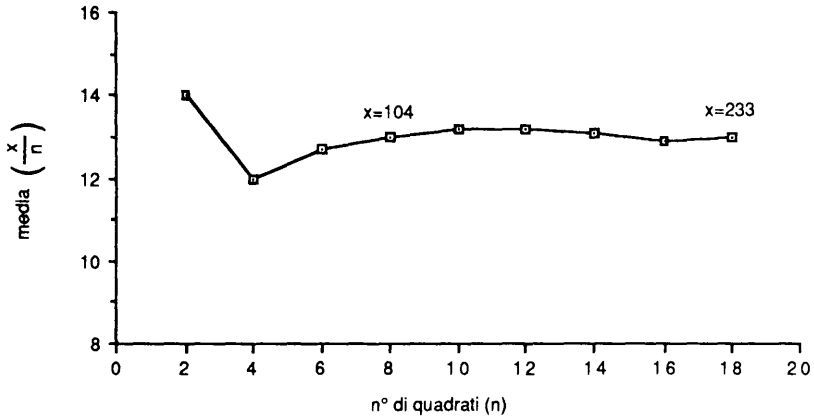


Fig. 2.5 - Relazione fra numero di quadrati e medie degli individui di *Stereocaulon* registrati (dati in Tab. 2.2). Ulteriori spiegazioni nel testo (da Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

può stabilire prima un livello di errore del 5 o 10 % come limite di non significativa variazione da una data curva di relazione fra dimensione del campione e media di individui (Tab. 2.2).

Il 5 % della media calcolata su un campione arbitrario di 18 "quadrati" è uguale a $13 \times 0,05 = 0,65$ per cui al livello di significatività dello 0,05 la media può oscillare in $13 \pm 0,65$.

Da ciò ne consegue che noi possiamo effettuare i conteggi solo su 6 quadrati numerando 76 individui con una media degli steli paria 12,7 cioè all'interno dell'intervallo $13 \pm 0,65$.

Non volendo considerare una variabilità del 5 %, i conteggi su 8 quadrati danno la stessa media di quelle su 18 ($\bar{x} = 13$).

Consideriamo ora che i conteggi siano stati effettuati su 6 quadrati (Tab. 2.3) con un numero totale di individui = 76 e calcoliamo il rapporto "errore standard della media/media".

Tab. 2.2 Es. media di steli di *Stereocaulon* in 18 quadrati di 1 cm² (da Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

n° quadrati	<i>Stereocaulon</i> n° steli/cm ²		Frequenze assolute cumulate	Media
2	13	15	28	14,0
4	11	9	48	12,0
6	15	13	76	12,7
8	13	15	104	13,0
10	13	15	132	13,2
12	13	14	159	13,2
14	13	12	184	13,1
16	11	11	206	12,9
18	14	13	233	13,0



Tab. 2.3

Calcolo della sommatoria dei quadrati sulla base dei dati relativi a 6 quadrati come in Tab. 2.2.

n° di "quadrati"=n	n° individui x	x ²
1	13	169
2	15	225
3	11	121
4	9	81
5	15	225
6	13	169
Tot. _____	_____	_____
6	76	990

Con distribuzione di Poisson sarà:

$$\frac{e.s.}{\bar{x}} = \frac{1}{\sqrt{x}} = \frac{1}{\sqrt{76}} = 0,11$$

Nel caso di distribuzione regolare:

$$e.s. = \frac{s^2}{n} = \frac{\frac{\sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}}{n-1}}{n} ; \quad \bar{x} = \frac{\sum x}{n}$$

per cui

$$e.s. = \frac{990 - \frac{76^2}{6}}{6-1} = 0,91 ; \quad \bar{x} = \frac{76}{6} = 12,67$$

$$\frac{e.s.}{\bar{x}} = \frac{0,91}{12,67} = 0,07$$

Il rapporto è inferiore a quello atteso con una distribuzione di Poisson per cui gli individui sembrano avvicinarsi ad una distribuzione regolare.

Come visto non c'è un criterio strettamente oggettivo per la determinazione della dimensione del campione, ma, anche se la decisione è sempre soggettiva, il giudizio è bene abbia buone basi di stima.

Un tale tipo di approccio alla risoluzione del problema del numero di ripetizioni è sicuramente di maggiore interesse nel caso di rilievi su ampie zone o su campi interi che in sperimentazioni parcellari di tipo agronomico. In queste infatti le creazioni di unità sperimentali (le parcelle) prevede un'omogeneità della flora di partenza all'interno delle parcelle ed anche una densità degli individui generalmente medio-elevata. Per cui in prove parcellari il numero di "quadrati" che viene apposto per parcella è generalmente il più elevato possibile, compatibilmente con la dimensione e con il numero delle parcelle e con il tempo a disposizione.

4) Il conteggio degli individui appartenenti alle diverse specie infestanti presenti nelle prove sperimentali può essere effettuata praticamente in qualunque momento del ciclo colturale, ma la scelta dell'*epoca di esecuzione dei rilievi* dipende essenzialmente da:

- a) dinamica della flora infestante;
- b) densità (stimata) degli individui presenti;
- c) portamento delle specie presenti.

a) *dinamica della flora infestante*. La determinazione del numero delle infestanti per unità di superficie è indispensabile negli studi della dinamica della flora infestante, quando si vuole

mettere in relazione la flora "reale" con quella "potenziale" ("stock o banca dei semi" nel terreno) e quando si desidera effettuare studi sulla scalarità e sulla variabilità delle emergenze in pieno campo. In tutti questi casi è preferibile effettuare conteggi periodici delle plantule che emergono su "quadrati" fissi posti all'interno della parcella o dell'appezzamento da analizzare. Barralis e Chadoeuf (1980) hanno impiegato una metodica per l'analisi della flora di superficie che è abbastanza laboriosa, ma che permette di dare moltissime informazioni sia quantitative che qualitative riguardo la dinamica della flora infestante nel corso del ciclo della coltura.

Tale metodica sarà qui di seguito dettagliatamente illustrata.

Su ogni parcella elementare di orzo di circa 2500 m² le emergenze delle malerbe vengono contate in 17 rettangoli permanenti misuranti 50 cm x 12 cm ($0,50 \times 0,12 \times 17 = 1 \text{ m}^2$) e suddivisi in quattro parti per facilitare il conteggio e la localizzazione delle erbe infestanti (Fig.2.6). Le osservazioni vengono fatte regolarmente, generalmente una volta alla settimana al fine di seguire l'evoluzione della flora e di censire le nuove emergenze e le morti delle plantule che avvengono fra due rilevamenti successivi. Per rilevare questi dati si fa uso di fogli ciclostilati rettangolari riproducenti, in scala, il rettangolo infisso nel suolo, con in più un'ulteriore divisione immaginaria (Fig.2.7). Le plantule si individuano esattamente nella loro posizione con una crocetta accompagnata dal nome della specie o da una sigla (Fig.2.8). Nell'osservazione successiva si segnano, sul medesimo foglio, le nuove nate con il nome e una crocetta circonscritta da un cerchietto; le eventuali morti vengono invece rappresentate con una grossa croce sopra il nome. A ogni rilevamento si trascrivono su appositi fogli ciclostilati il n° di emergenze e di mortalità per parcella (specie e rettangoli) che poi vengono riassunti su un quadro generale.

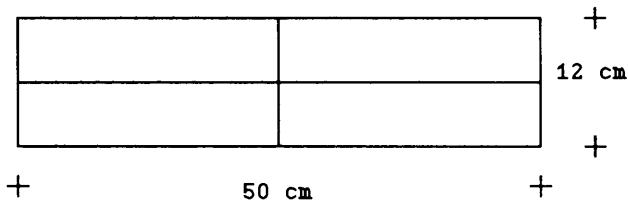


Fig. 2.6 - Rettangolo fisso per il conteggio in campo delle plantule di malerbe in una coltura d'orzo, come indicato da Barralis e Chadoeuf (1980).

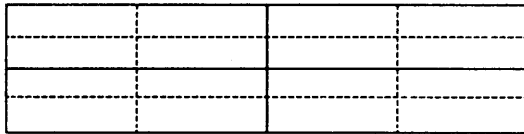


Fig. 2.7 - Riproduzione su carta del rettangolo per la registrazione dei rilievi di campo. Ulteriori spiegazioni nel testo.

CHEAL x			ANGAR X
	STEMA		
	⊗		

CHEAL = *Chenopodium album*
 ANGAR = *Anagallis arvensis*
 STEMA = *Stellaria media*

x = plantula presente dal rilievo precedente

X = plantula assente, ma presente nel rilievo precedente

⊗ = plantula emersa dopo il rilievo precedente

Fig. 2.8 - Esempio di registrazione e simboli adottati. Ulteriori spiegazioni nel testo.

Con questo sistema è possibile :

- determinare le emergenze totali e le morti totali nel corso del ciclo della coltura o in un momento qualsiasi dello stesso;
- evidenziare in un dato momento o nel corso dell'annata la flora esistente realmente sul terreno;
- realizzare dei grafici che mostrino l'andamento durante il ciclo colturale sia delle emergenze che delle presenze (Fig.2.9).

Se la ricerca ha invece uno scopo puramente descrittivo la determinazione della densità per ogni singola specie non è più indispensabile e consigliabile in quanto non dà informazioni molto più significative di quelle che si ottengono con stime visive (metodo dell'abbondanza-dominanza di Braun-Blanquet, metodo Barralis, ...) che risultino essere di ben più rapida applicazione.

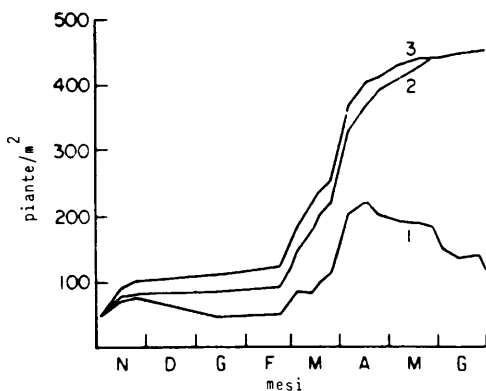


Fig. 2.9 - Evoluzione della flora infestante (misurata dal numero di emergenze a m^2) nel corso del ciclo vegetativo dell'orzo. 1) Flora realmente presente sul terreno; 2) Emergenze totali cumulate rilevate in rettangoli permanenti non disturbati; 3) Emergenze totali cumulate rilevate in rettangoli in cui le plantule venivano estirpate man mano che emergevano (da Barralis e Chadoeuf, 1980).

b) *densità (stimata) degli individui presenti*. Generalmente più elevata è la densità più precoce dovrà essere la conta delle plantule una volta che le emergenze si ritengono, o si osservano, terminate. A volte ritardare anche di pochi giorni il rilievo, rispetto all'epoca ottimale, determina un forte aumento dei tempi di lavoro con il rischio che qualche individuo delle specie meno sviluppate non venga censito. Quando la densità è molto elevata e quando lo scopo della ricerca è soprattutto lo studio delle epoche di emergenza è preferibile eseguire rilievi sia estirpando le plantule ad ogni conta che lasciandole *in situ* in quanto i risultati di questi due tipi di analisi potrebbero essere molto diversi a causa delle notevoli mortalità dovute a fenomeni di competizione, sia intraspecifica che interspecifica.

c) *portamento delle specie*. I conteggi effettuati nei primi stadi vegetativi sono particolarmente indicati quando sono presenti specie che allo stadio adulto hanno un portamento prostrato (*Polygonum aviculare*, *Fallopia convolvulus*, *Stellaria media*, *Veronica spp.*) che renderebbe alquanto difficoltoso il riconoscimento ed il censimento di altre specie presenti.

Metodo Barralis per la stima della densità

Barralis (1976) ha elaborato una scala per la stima visiva della densità. Alle specie inventariate possono venire associati i seguenti coefficienti di abbondanza (numero di individui per unità di superficie):

1	=	meno di un individuo per m ²		
2	=	da 1 a 2	"	"
3	=	da 3 a 20	"	"
4	=	da 21 a 50	"	"
5	=	più di 51	"	"

L'autore consiglia di effettuare 2 osservazioni successive nelle parcelle sperimentali: con le infestanti allo stadio di plantula e poi dopo la fioritura.

E' facile, partendo da questi rilievi, determinare la frequenza delle malerbe e, ponderando il coefficiente d'abbondanza per il suo valore medio, stimare la densità delle malerbe: tuttavia questa densità media non ha che un valore indicativo poichè è generalmente sottostimata per due ragioni: da una parte le densità elevate, al disopra di 50 individui, sono espresse da un coefficiente unico e dall'altra nel caso di parcelle in cui è stato eseguito il diserbo in pre-emergenza (particolarmente in colture sarchiate) la densità reale delle malerbe è fortemente ridotta.

Per l'autore l'abbondanza delle diverse specie misura meglio del ricoprimento la "nocività" potenziale delle malerbe presenti. Infatti il ricoprimento non riflette che l'attitudine della pianta a svilupparsi sotto una certa copertura, che è variabile ogni anno in una stazione di rilievo. La combinazione della frequenza relativa e della densità media permette invece di stimare la "nocività potenziale" di ogni malerba. Questa "nocività potenziale" deve essere opportunamente ponderata con la conoscenza della biologia e del tipo vegetativo della specie, che può determinare un cambiamento nella classificazione: per esempio nel frumento *Chenopodium album* ed *Avena fatua* non hanno a priori la stessa nocività anche a densità uguali.

Analisi dei dati

I dati ottenuti devono essere ordinati in tabelle a doppia entrata, come riportato in Fig. 2.10.

Dai dati così tabulati è possibile individuare e/o calcolare:

- densità assoluta degli individui di ogni singola specie (n/m^2).
- densità relativa degli individui di ogni singola specie (n/N),

dove N = numero totale individui.

Tutti questi dati elementari possono essere utilizzati per il calcolo dei diversi indici più avanti riportati.

Trasformazione dei dati

I dati derivanti da conteggi di individui spesso non sono distribuiti normalmente, ma presentano una distribuzione di Poisson. Per essere sottoposti ad analisi della varianza i dati devono perciò essere trasformati in $\sqrt{x+1}$ per ricondurli ad una distribuzione normale con varianze omogenee (Pollard et al., 1982; Snedecor e Cochran, 1967).

Specie infestanti	Parcella n° 1			
	quadrato			MEDIA
	I	II	III	
<i>Alopecurus myosuroides</i>	27	18	13	19,3
<i>Avena sativa</i>	8	11	10	9,7
<i>Lolium multiflorum</i>	13	7	15	11,7
<i>Matricaria chamomilla</i>	1	5	3	3,0
<i>Papaver rhoeas</i>	-	2	1	1,0
<i>Raphanus raphanistrum</i>	6	9	2	5,7
<i>Sinapis arvensis</i>	4	3	6	4,3
<i>Galium aparine</i>	-	2	-	0,7
<i>Anagallis arvensis</i>	1	1	2	1,3
<i>Kickxia spuria</i>	1	-	-	0,3
<i>Stellaria media</i>	2	-	-	0,7
<i>Thlaspi arvensis</i>	-	-	1	0,3
<i>Verbena officinalis</i>	-	1	-	0,3
<i>Fallopia convolvulus</i>	-	1	-	0,3
TOTALE	63	60	53	58,6
n° specie	9	11	9	

Fig. 2.10 - Esempio di organizzazione dei dati in tabella a doppia entrata.

Alcune considerazioni critiche

- La determinazione della densità dà ottime informazioni sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo del tipo di flora infestante e delle sue modificazioni, ma non permette da sola di valutare esattamente la competitività dell'infestazione in quanto anche densità simili in anni diversi possono avere uno sviluppo molto differente in funzione dell'andamento stagionale e del portamento delle diverse specie.

- Lo studio delle densità risulta difficilmente applicabile quando sono presenti specie rizomatose, cespitose e stolonifere in quanto è difficile, oltre un certo stadio di sviluppo, individuare la singola pianta o la pianta di origine. In questi casi occorre prendere inizialmente una decisione se contare effettivamente gli individui o i fusti aerei che si originano dai rizomi o dagli stoloni. Per certi tipi di sperimentazione è di maggiore importanza contare gli steli (o i culmi) che il numero di individui. In questi casi è sempre bene rilevare anche la biomassa aerea ed il ricoprimento.

- Una difficoltà può sorgere quando le plantule sono posizionate ai bordi del "quadrato" per cui c'è indecisione se contarle o escluderle. Questo problema è aggravato da vegetazione densa e da quadrati di piccole dimensioni. In questo caso generalmente si contano tutte le piante radicate all'interno del quadrato anche se la parte aerea si sviluppa tutta o in parte fuori di esso.

- Infine, quando i conteggi sono effettuati precocemente, è spesso difficile riconoscere le specie ai primi stadi di sviluppo. In questi può essere utile la consultazione di manuali specializzati (es.: Hanf, 1980; Behrendt e Hanf, 1979; Chancellor, 1966; Jauzein e Montegut, 1983; Montegut, 1982; ...).

2.2.2 Frequenza

La frequenza è il numero di presenze di una specie in un dato numero di campioni. E' espressa come una frazione del totale, generalmente in percentuale:

$$\frac{n}{N} \times 100$$

n= n° di quadrati (o punti) nei quali la specie è presente;
N= n° totale di quadrati (o punti) analizzati.

A differenza della determinazione delle densità gli individui delle singole specie non vengono contati, ma viene censita solo la presenza delle specie. La frequenza è perciò molto facile da determinare e richiede molto meno tempo della densità e della misura o della stima del ricoprimento.

La frequenza di una specie può essere definita utilizzando diversi metodi di campionamento:

- a - uso dei quadrati ("quadrat method");
- b - transetto lineare ("line-transect or line-intercept method");
- c - transetto a fascia ("belt-transect method");
- d - punto quadrato ("point frame "o" point-quadrat method")

a) Metodo dei "quadrati"

La modalità di esecuzione ed il materiale impiegato sono simili a quelli descritti per la determinazione della densità. Come già detto, in ogni rilievo le specie sono registrate senza riguardo alla loro quantità o al numero di individui.

La frequenza a differenza della densità e del ricoprimento non è una misura assoluta. Questo in quanto il risultato è in parte una funzione della dimensione dei "quadrati". La dimensione del "quadrato" è principalmente in funzione della dimensione delle piante e della ricchezza di specie per unità di superficie.

La determinazione della frequenza non può perciò ovviamente prescindere da una corretta individuazione dell'area minima: per ottenere un'adeguata stima della frequenza l'area coperta da un numero di piccoli quadrati dovrebbe approssimativamente eguagliare o superare l'area minima (Rice e Kelting, 1955).

La frequenza è spesso considerata una misura di abbondanza, perciò dovrebbe essere correlata alla densità. Comunque, Greig-Smith (1964) puntualizza che la frequenza dà un'indicazione del numero di individui per specie solo nel caso in cui le piante sono distribuite regolarmente o a random, ma generalmente esse hanno una distribuzione "aggregata". Di conseguenza nella misura della frequenza, non venendo definiti numerosi fattori quali la sociabilità o la dispersione degli individui, diventa spesso impossibile trovare correlazioni con la densità. Una specie con un gran numero di individui può mostrare bassa frequenza semplicemente perchè gli individui sono concentrati in "chiazze", mentre una specie con lo stesso numero di individui diffusi uniformemente nell'area di campionamento può mostrare una frequenza del 100%. Perciò la frequenza dà una certa indicazione¹ di uniformità di distribuzione piuttosto che di densità.

Naturalmente, una specie con pochi individui non può mai mostrare alti valori di frequenza anche se essi sono uniformemente distribuiti a meno che la dimensione dei "quadrati" sia molto elevata. Perciò la frequenza confonde i due parametri di densità e dispersione.

La frequenza non dà informazioni sul ricoprimento quando viene determinata in "quadrati". Una specie con pochissimi individui distribuiti uniformemente sull'area di campionamento darà valori elevati di frequenza anche se il suo ricoprimento può essere insignificante. Una specie con pochi individui, ma che ricoprono una parte considerevole dell'area di saggio, darà basse frequenze.

La frequenza può diventare una misura assoluta eliminando

l'effetto della dimensione dei "quadrati" fino a ridurre il quadrato ad un punto (che può essere un ago, una canna appuntita, ecc.). L'ago incontra ad una certa altezza la pianta o una sua parte, perciò permette di registrare anche la presenza o l'assenza delle specie più abbondanti che compongono la copertura vegetale (vedi metodo del "punto quadrato" nella misura del ricoprimento).

I dati riguardanti la frequenza possono essere usati per determinare l'omogeneità o l'eterogeneità della vegetazione. A tal fine occorre dividere le specie od i tipi strutturali che sono stati rilevati, in 5 classi (I, II, III, IV, V,) basate sulla frequenza percentuale:

classe	I = 1-20%
	II = 21-40%
	III = 41-60%
	IV = 61-80%
	V = 81-100%

Poi costruire un istogramma che ha in ordinata il numero di specie che è contenuto in ogni classe e in ascissa le 5 classi di frequenza. Questo tipo di istogramma dovrebbe indicare l'omogeneità o l'eterogeneità della vegetazione a secondo che segua più o meno fedelmente una "legge di frequenza" che è stata oggetto in passato di numerosi studi e revisioni (Raunkiaer, 1918 e 1934; Kenoyer, 1927; Gleason, 1929; Cain, 1934; Preston, 1948).

b) Metodo del "transetto lineare"

Questo metodo prevede che il rilievo venga effettuato lungo un "transetto" (nastro o corda graduata) steso all'interno dell'area da studiare. La presenza o l'assenza delle specie vengono registrate in segmenti di 1-2 metri alternati lungo il nastro. Il nastro viene disteso più volte nell'area da studiare variandone la direzione.

c) Metodo del "transetto a fascia"

Questo metodo è simile al precedente con la differenza che le specie vengono rilevate in una "fascia" di terreno determinata a cavallo del nastro o fra due nastri paralleli. Il rilievo nella fascia sarà, come nel metodo precedente, effettuato in zone alternate di superficie uguale.

I rilievi verranno ripetuti lungo differenti direzioni nell'area di saggio.

I due metodi dei "transetti" si prestano male a valutazioni quantitative però se corredati dall'aspetto schematizzato delle piante incontrate (Fig.2.11), forniscono un modo semplice ed efficace di descrizione della vegetazione (Cappelletti, 1976).

d) Metodo del "punto quadrato"

Questo metodo verrà descritto diffusamente nei metodi per la determinazione del ricoprimento.

2.2.3 Ricoprimento

Il "ricoprimento" generalmente è definito come la proiezione verticale della parte aerea di una pianta sul terreno.

Il ricoprimento viene espresso come valore percentuale dell'area considerata. Dato che su una stessa porzione di terreno possono essere presenti più specie di differente altezza e sviluppo così da creare strati diversi di vegetazione il ricoprimento dovrà essere valutato separatamente per ogni livello di altezza o strato di vegetazione.

Da ciò ne consegue che, come spesso accade, il ricoprimento totale (cioè la somma dei ricoprimenti delle singole specie presenti) può superare il valore del 100%.

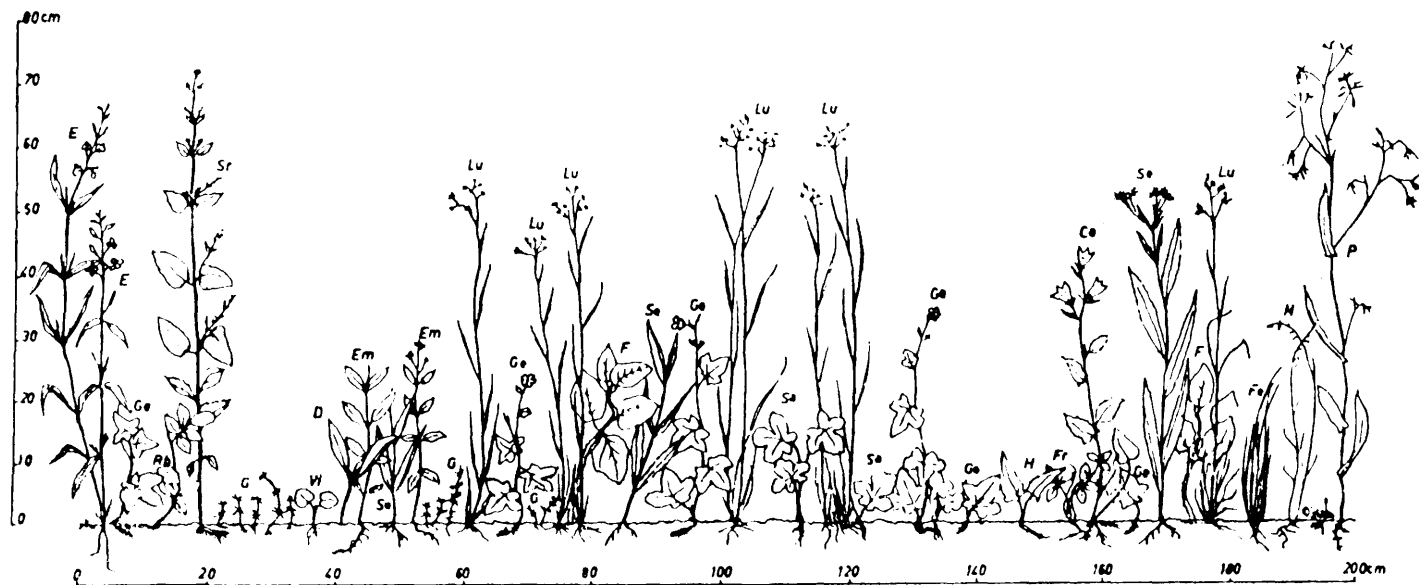


Fig. 2.11 - Rappresentazione schematica delle specie crescenti lungo un transetto di 2 m, in una radura di faggeta della foresta di Campigna sull'Appennino Tosco-Emiliano. Le specie sono: D = *Daphne laureola*; E = *Epilobium angustifolium*; Em = *Epilobium montanum*; F = *Fagus sylvatica*; Fe = *Festuca heterophylla*; G = *Galium vernum*; Ge = *Geranium nodosum*; H = *Hieracium mororum*; Lu = *Luzula nivea*; M = *Melica uniflora*; P = *Prenanthes purpurea*; Rb = *Rubus ulmifolius*; Sa = *Sanicula europea*; Sr = *Scrophularia scopolii*; Se = *Senecio fuchsii*; V = *Viola sylvestris* (da Zangheri in Cappelletti, 1976).

La determinazione del ricoprimento, dal punto di vista ecologico, permette di avere immediatamente un'idea del "peso" che ha una specie nella formazione della vegetazione (valore di importanza). In altri termini il ricoprimento diventa una stima della biomassa area di una specie.

I principali metodi per la determinazione o la stima del ricoprimento delle specie sono:

- a - metodo della mappatura quadrata ("quadrat-charting method")
- b - metodo del punto quadrato ("point frame", "point-quadrat", "point-intercept")
- c - metodo del transetto lineare ("line transect or line-intercept method").

a) Metodo della "mappatura quadrata"

Per poter determinare il ricoprimento con questo metodo è necessario un telaio quadrato (in legno o in ferro), con lato lungo 1 m o anche 0,5 m, suddiviso per mezzo di fili o cordicelle in quadratini di 10 cm di lato (Fig. 2.12).

Il telaio viene apposto sulla porzione di terreno da studiare e per ogni specie viene rilevata la copertura contando i quadrati "occupati", sia completamente che parzialmente, dalla vegetazione sottostante. Il ricoprimento della specie nei quadrati non completamente "pieni" può essere stimato come valore percentuale di ogni singolo quadrato di 1 dm^2 oppure si può impiegare, come in figura, un telaietto con un'ulteriore suddivisione in cm^2 .

Usando un quadrato di 50 cm di lato conviene scegliere e delimitare un'area di campionamento di $2 \times 0.5 \text{ m}$ (pari cioè sempre a 1 m^2) da analizzare in quattro volte, muovendo il telaio (Fig. 2.13).

La copertura di ogni singola specie potrà essere espressa sia in valore assoluto (cm^2 o dm^2 a seconda della suddivisione del

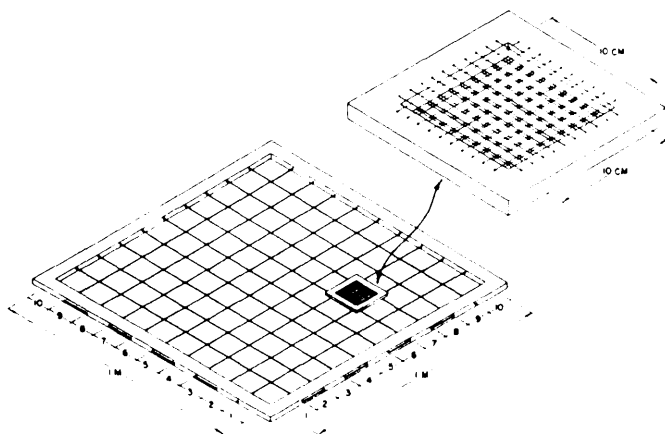


Fig. 2.12 - Telaio di 1 m^2 di superficie, suddiviso in 100 quadretti di 1 dm^2 ciascuno, per la determinazione del ricoprimento delle maie be. In ognuno di questi quadretti è possibile stimare con maggiore precisione il ricoprimento sovrapponendo un telaioetto con quadratini di 1 cm^2 (da Mueller-Dombois ed Ellenberg, 1974).

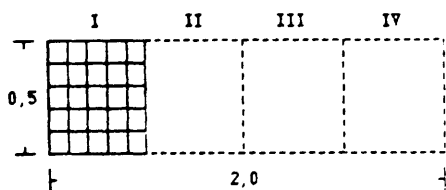


Fig. 2.13 - Impiegando un telaio di $0,25 \text{ m}^2$ di superficie è preferibile scegliere un'area di campionamento lunga 2 m così da rilevare 1 m^2 in quattro spostamenti contigui.

telaio adottata) o anche in percento rispetto alla copertura totale di tutte le specie considerate (n° di quadratini ricoperti da una specie/ n° di quadratini totali $\times 100$).

L'impiego di questo metodo è particolarmente usato quando lo sviluppo delle diverse specie è piuttosto ridotto in altezza (prime fasi vegetative delle malerbe, stadio di rosetta, prati e pascoli, cespi di graminacee, ...) e quando, impiegando quadrati permanenti, si vogliano studiare dei cambiamenti nel tempo della copertura vegetale.

Il metodo è evidentemente molto preciso e di semplice esecuzione, ma necessità di molto tempo a disposizione.

Trova forte limitazione quando le specie sono numerose e si sovrappongono o quando occorre inventariare un'area piuttosto estesa di terreno.

b) Metodo del "punto quadrato"

Questo metodo determina il numero di punti, distribuiti regolarmente o a random in un'area di campionamento, dove sono presenti parti di una pianta di una data specie.

I singoli quadrati del metodo precedente vengono qui praticamente ridotti ad un punto così che viene ad essere evitata la possibilità che un quadrato sia solo parzialmente coperto dalla vegetazione. Infatti quando, nel metodo precedente, noi contiamo la frazione dei quadrati, in senso stretto si stima ancora la copertura invece di misurarla. Riducendo il quadrato ad un punto la pianta o viene colpita oppure mancata.

Dato che ogni punto rappresenta una porzione del numero totale di punti del telaio è possibile esprimere il rilievo come ricoprimento percentuale.

Il telaio può essere del tutto simile a quello del metodo precedente prendendo in considerazione, anziché i quadrati, i

punti determinati dall'intersezione dei fili oppure può essere un telaio lineare (generalmente alto e lungo 1 m) con delle guide in cui sono posti degli aghi o delle aste appuntite a distanza di 10 cm l'una dall'altra (Fig. 2.14).

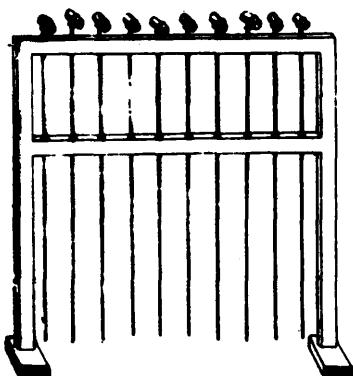


Fig. 2.14 - Telaio lineare con aghi mobili per la misura del ricoprimento secondo il metodo del punto quadrato.

Questo secondo tipo di telaio è il più usato perchè il primo, non avendo gli aghi mobili, crea sempre problemi per individuare se un punto è effettivamente sopra la vegetazione.

Nel caso del rilievo di una sola specie o di più specie aventi la stessa altezza la copertura è misurata rilevando la prima intercezione di ogni ago con la parte aerea della vegetazione; in questo caso il ricoprimento percentuale totale non supera il valore del 100%. Il ricoprimento delle singole specie può essere espresso sia come

$$\frac{\text{n° di volte che una specie è toccata}}{\text{n° di aghi totali}} \times 100$$

oppure come ricoprimento "relativo"

$$\frac{\text{n° di volte che una specie è toccata}}{\text{n° di volte che la vegetazione è toccata}} \times 100$$

In Tab. 2.4 viene riportato un esempio del calcolo dei ricoprimenti nel caso di vegetazione costituita da 2 specie (A e B) non sovrapposte.

Tab. 2.4 Calcolo dei ricoprimenti percentuali di due specie
A e B non sovrapposte con dati rilevati mediante il
metodo del punto quadrato.

N°		
<u>Specie</u>	<u>Intercettamenti</u>	
A	32	specie A: $32/200 \times 100 = 16\%$
B	17	specie B: $17/200 \times 100 = 8.5\%$
		Totale: $49/200 \times 100 = 24.5\%$
Totale	49	se riferito alla copertura totale si ha invece:
N° aghi totale = 200		specie A: $32/49 \times 100 = 65.3\%$
		specie B: $17/49 \times 100 = 34,7\%$

Nel caso invece che la copertura vegetale sia stratificata in quanto costituita da più specie di altezza diversa che si sovrappongono, considerare solo la prima intercezione con la vegetazione dà una sottostima della copertura e soprattutto delle specie degli strati più bassi.

In questo caso è più corretto far attraversare all'ago tutta la copertura fino al terreno e poi, specie per specie, rilevare i singoli ricoprimenti. In questo caso il ricoprimento totale sarà superiore al 100% e la sua determinazione risulta oltremodo difficile. Il metodo del punto quadrato permette la misura abbastanza precisa del ricoprimento a condizione che si impieghi un

numero sufficientemente ampio di punti (Du Rietz, 1930; Goodall, 1952 e 1953; Winkworth e Goodall, 1962; Ayyad, 1970; Heslehurst, 1971; Kubikova e Rejmanek, 1972). Il numero di punti necessari per un adeguato rilevamento dipende in parte dal ricoprimento percentuale di una specie: più il ricoprimento è elevato minore sarà il numero di punti necessari ad un rilievo attendibile. Sarebbe comunque meglio effettuare un'indagine preliminare con un numero crescente di punti su una specie: quando il ricoprimento non ha che oscillazioni insignificanti, il numero di punti impiegato è quello ottimale (Fig. 2.15 e 2.16).

Anche con questo metodo, come con l'uso dei quadrati, si può effettuare una distribuzione regolare o a random dei rilievi sulla parcella o sull'area da esaminare (Fig. 2.17).

Questo metodo è molto impiegato per lo studio di comunità vegetali nelle quali dominano o sono in elevata percentuale le graminacee (Levy e Madden, 1933; Whitman e Sigeirsson, 1954; Dix, 1961; Poissonet et al., 1972; Vis, 1973). Il metodo del punto quadrato infatti riesce, meglio di altri, a determinare il ricoprimento di queste specie che hanno la caratteristica di avere numerose foglie strette e germogli d'accestimento con formazione di densi cespi.

c) Metodo del "transetto lineare"

Questo metodo per la misura della copertura vegetale delle specie è, come quello descritto per la determinazione della frequenza, realizzata con l'uso di nastri "graduati" distesi lungo l'area da studiare. Le parti di queste linee che sono coperte o toccate da una particolare specie sono misurate in lunghezza e registrate. Il ricoprimento percentuale viene calcolato sommando tutte le lunghezze registrate di una specie e correlandole alla lunghezza totale delle linee impiegate.

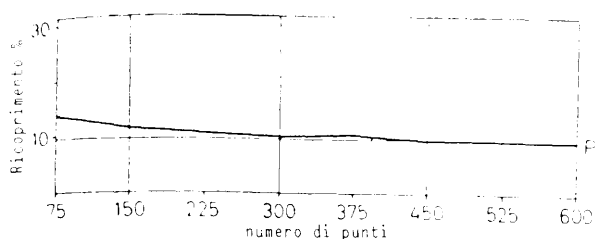


Fig. 2.15 - Ricoprimento % di *Papaver rhoeas* (P), in una comunità di infestanti segetali, in funzione del numero di punti del rilievo (metodo del punto quadrato). Le oscillazioni della curva diventano insignificanti (deviazioni minori del 3% dalla media) quando il numero di punti studiati è superiore a 400 (da Knapp, 1984).

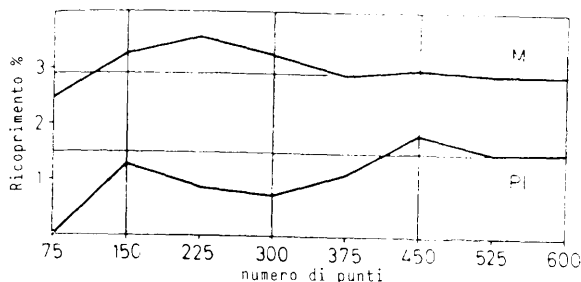


Fig. 2.16 - Ricoprimento % di *Matricaria inodora* (M) e *Plantago major* (Pl), presenti nella stessa comunità di infestanti segetali della figura precedente. Il basso ricoprimento di queste specie rende necessario un più elevato numero di punti (superiore a 525), rispetto alla specie della figura precedente, per ottenere deviazioni insignificanti (da Knapp, 1984).

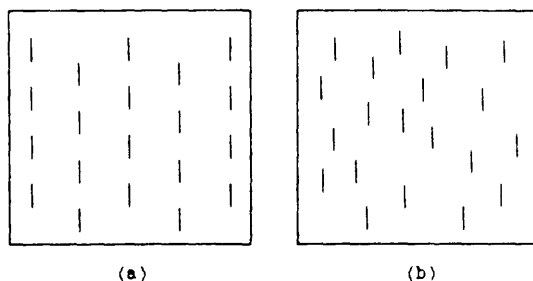


Fig. 2.17 - I rilievi sull'area da esaminare possono essere eseguiti con distribuzione regolare (a) o random (b)

Questo metodo è adeguato quando occorre studiare zone piuttosto ampie e con piante con crescita abbastanza compatta.

E' stato applicato con successo quando la vegetazione è multistratificata. A questo scopo per ogni linea occorre misurare la vegetazione in ogni strato o meglio ad altezze prefissate dal terreno (per esempio 0-10 cm, 30-50 cm, 50-100 cm, ..).

2.2.4 Abbondanza-dominanza

Il metodo elaborato da Braun-Blanquet (1964) è basato sulla stima visiva del numero e del ricoprimento delle specie infestanti presenti: a ciascuna specie viene associato un indice che valuta contemporaneamente, sinteticamente, sia il numero di individui presenti che il loro grado di ricoprimento.

In altre parole l' "abbondanza-dominanza" è una stima dello spazio relativo occupato dall'insieme degli individui di ciascuna specie, spazio che è determinato contemporaneamente dal loro numero e dalle loro dimensioni. La prima idea che sorge è di valutare separatamente questi due elementi determinando per ogni specie, con i metodi prima visti, la densità ed il ricoprimento. Ma nella valutazione separata e distinta si incorre sempre in difficoltà ed imprecisioni: la densità generalmente non è uniforme in conseguenza dell'aggregazione degli individui di una stessa specie e poi non valuta lo sviluppo delle piante così come il ricoprimento da solo può risultare indipendente dal numero di piante presenti sull'area investigata e dalla loro "socialità".

Braun-Blanquet ha aggirato questi ostacoli ricorrendo a una stima "globale" della vegetazione basata sull' "abbondanza-dominanza" di ogni singola specie: questa nozione è perciò fondata sul fatto che due specie possono occupare lo stesso spazio, sia con numerosi individui di piccole dimensioni che con pochi individui di grandi dimensioni.

La scala utilizzata da Braun-Blanquet è la seguente:

- 5 = ricoprimento superiore al 75% della area totale esaminata, senza alcun riguardo per il numero di individui.
- 4 = ricoprimento dal 50% al 75%, senza riguardo per il n° di individui.
- 3 = ricoprimento dal 25 al 50%, senza riguardo per il n° di individui.
- 2 = ricoprimento dal 5 al 25% e individui molto abbondanti.
- 1 = ricoprimento ridotto ed individui numerosi oppure ricoprimento più elevato, ma con pochissimi individui; in ogni caso il ricoprimento è inferiore al 5%.
- +
- r = individui occasionali, semplicemente presenti.
- r = individui solitari, rari.

Un'idea dell'applicazione di questi valori può essere data dalla Fig. 2.18.

• Questi indici non sono, in fondo, che una traduzione numerica delle espressioni: dominante, molto abbondante, abbondante, poco abbondante, presente, rara.

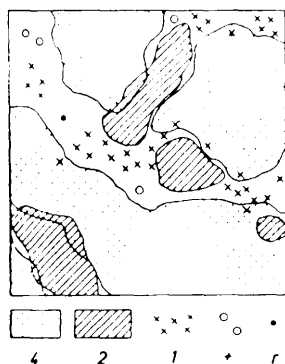


Fig. 2.18 Rappresentazione schematica dei valori della stima combinata di abbondanza-dominanza secondo la scala di Braun-Blanquet (da Muller-Dombois e Ellenberg, 1974).

Così quando in un rilievo due specie hanno entrambe indice 3 non significa che si dividono tutta la superficie parcellare non lasciando posto ad alcun'altra specie, ma che esse sono codominanti; se si erano attribuiti loro i valori di 4 e 3 ciò voleva dire che erano ugualmente codominanti, ma con un leggero vantaggio per la prima specie; l'indice 5 è impiegato solo nel caso di popolazioni dense di una specie nelle quali sono presenti degli individui poco numerosi di qualche altra specie.

Per eseguire correttamente il rilievo occorre:

- avere sempre sott'occhio i valori della scala;
- eseguire un sopralluogo accurato della parcella o dell'area da studiare;
- compilare la lista di tutte le specie presenti nella parcella;
- stimare specie per specie l'abbondanza-dominanza prendendo in considerazione tutta la superficie della parcella da più punti di osservazione.

Per assegnare in maniera oggettiva i valori della scala ad ogni specie è consigliabile, soprattutto se si applica questo metodo di rilievo per la prima volta, individuare mentalmente e per gradi i ricoprimenti. Ad esempio ci si può domandare se la specie copre più del 50% della superficie parcellare: se sì, allora copre più o meno del 75%? Nel primo caso si assegna punteggio 5, nel secondo 4. Se invece ricopre meno del 50% la domanda successiva è se ricopre più o meno del 25%: se ricopre meno del 25% ci sono ancora due ulteriori alternative e cioè se ricopre più o meno del 5%. E così via. Un aiuto può essere fornito dagli schemi della Fig.2.19.

Questa procedura permette ad ogni passaggio di verificare le scelte fatte in precedenza e di esercitare nel contempo le proprie capacità visive di sintesi.

Indubbiamente il passaggio da un valore all'altro della scala è piuttosto brusco, ma se correttamente applicato, questo metodo

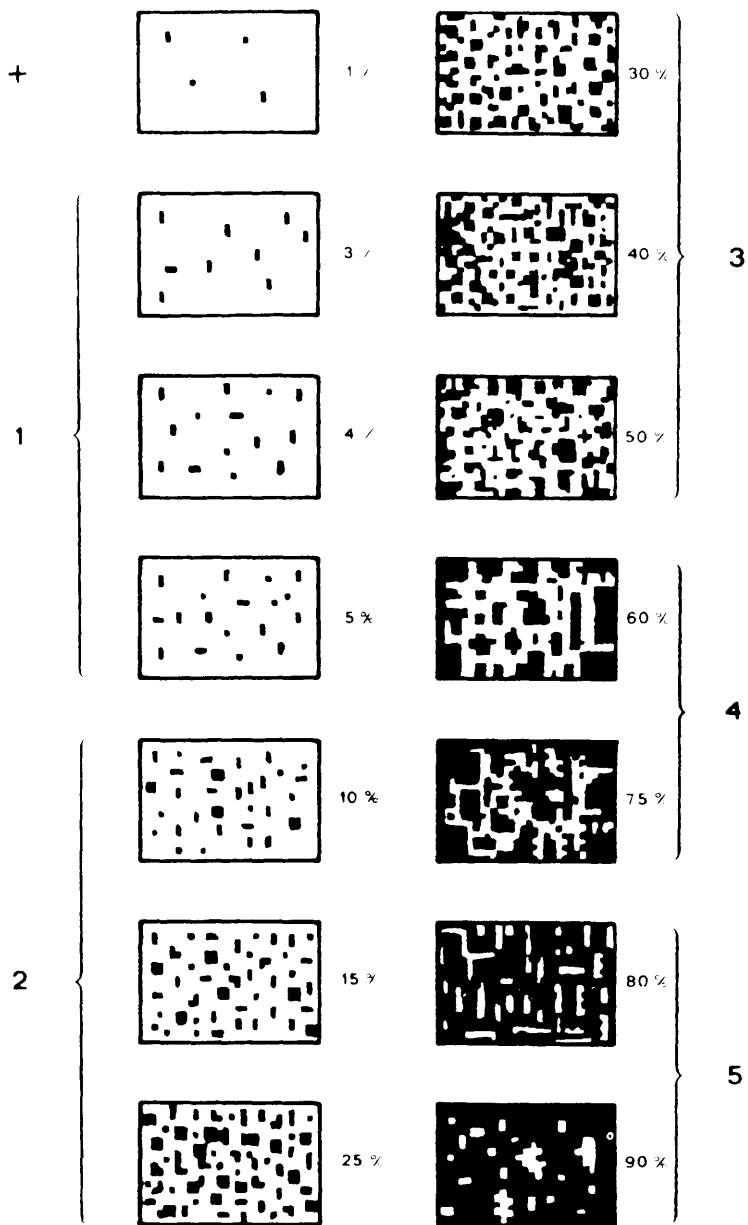


Fig. 2.19 - Modelli per una stima delle percentuali di abbondanza-dominanza secondo il metodo di Braun-Blanquet.

non è affatto superficiale. Alcuni studiosi hanno criticato questo metodo perchè manca di oggettività in quanto una stessa vegetazione può essere stimata diversamente da un osservatore all'altro. In realtà, come fa notare Guinochet (1973), "... l'esperienza mostra che gli studiosi abituati a maneggiare questi indici attribuiscono gli stessi valori alle stesse specie nello studio di un'associazione vegetale e che, in ogni caso, gli scarti eventuali sono ridotti e poco numerosi". Se si vuole imparare il metodo da una persona più esperta la stima deve essere sempre individuale e solo dopo che il rilievo viene terminato si passerà al confronto ed all'eventuale correzione dei valori assegnati.

Il metodo di Braun-Blanquet prevede che accanto ai valori di abbondanza-dominanza si registri per ogni singola specie anche il *grado di socialità* (vedi parag. 2.2.7).

Una volta che sono stati associati ad ogni specie gli opportuni indici della scala è possibile trasformarli in valori medi di ricoprimento percentuale considerando il valore centrale dell'intervallo considerato. Ancora più utile, è la trasformazione dei valori di abbondanza-dominanza secondo van der Maarel (1979). Questi valori trasformati sono indispensabili per utilizzare alcuni algoritmi di similitudine tra campioni (Tab. 2.5).

Con il metodo di Braun-Blanquet, così come per altri metodi, il ricoprimento percentuale totale della parcella, cioè la somma dei ricoprimenti percentuali di ogni singola specie, può essere superiore al 100% quando le specie formano una vegetazione stratificata.

Tab. 2.5 Scala dell'abbondanza-dominanza di Braun-Blanquet: indici, intervalli di ricoprimento percentuale, corrispondente punto centrale della classe e trasformazione di van der Maarel.

Indice di abbondanza -dominanza	ricoprimento % intervallo	ricoprimento % valore centrale	abbondanza -dominanza Trasf.van der Maarel
5	75-100	87.5	9
4	50-75	62.5	8
3	25-50	37.5	7
2	5-25	17.5	5
1	1-5	5.0	3
+	1	0.1	2

Diversi autori (Krajina, 1933; Tuomikoski, 1942; Doing, 1954; Evans e Dahl, 1955; Daubenmire, 1959 e 1968; Barkman et al., 1964) hanno usato scale di stima combinata più dettagliata, ma derivata da quella di Braun-Blanquet. E' soprattutto l'indice 2 che viene suddiviso per una stima più fine.

A titolo di esempio si possono considerare tre scale derivate:

- a - scala di Domin-Krajina
- b - scala di Daubenmire
- c - scala di Barkman.

a- Scala di Domin-Krajina (Tab. 2.6)

Krajina (1933) ha introdotto una scala più dettagliata (originalmente sviluppata da Domin) che è stata applicata con successo in molti studi di comunità forestali dallo stesso Krajina

(1969) e anche da Kershaw (1968). Questa scala è vantaggiosa soprattutto in quelle comunità vegetali dove si hanno poche specie con ricoprimenti non elevati (cioè inferiori all'indice 4 di Braun-Blanquet).

In comunità vegetali ricche di specie, errori di stima sono più probabili con una scala più accurata che con una con intervalli più bruschi, come quella di Braun-Blanquet.

La scala di Domin-Krajina può essere facilmente convertita in quella di Braun-Blanquet, ma il contrario non è ovviamente possibile.

b - Scala di Daubenmire (Tab. 2.7)

Daubenmire (1959, 1968) ha elaborato una scala in cui i valori da 1 a 4 sono gli stessi di quella di Braun-Blanquet, eccetto che gli indici r e + dovrebbero essere inclusi nella classe di ricoprimento 1. I due valori più elevati della scala di Daubenmire sono esattamente equivalenti ai due più elevati della scala di Domin-Krajina.

c - Scala di Barkman.

Questa scala suddivide solamente la classe 2 di Braun-Blanquet in 3 suddivisioni 2m, 2a e 2b dove:

2m = individui molto abbondanti;

2a = ricoprimento tra 5 e 12.5%, senza riguardo al n° di individui;

2b = ricoprimento tra 12.5 e 25%, senza riguardo al n° di individui.

Tab. 2.6. Scala di Domin-Krajina in relazione a quella di Braun-Blanquet.

Scala di Braun-Blanquet	Scala di Domin-Krajina	
	Indici e spiegazioni	ricoprimento %
5	10=ricoprimento completo senza riguardo al numero di individui.	100
	9=ricoprimento superiore ai 3/4 della superficie ma minore del ricoprimento completo, senza riguardo al numero.	75
4	8=ricoprimento 1/2-3/4, non si considera il numero di individui.	50-75
3	7=ricoprimento 1/3-1/2, non si considera il n° di in- dividui.	33-50
	6=ricoprimento 1/4-1/3, c.s.	25-33
2	5=ricoprimento 1/10-1/4, c.s.	10-25
	4=ricoprimento 1/20-1/10, c.s.	5-10
1	3=ricoprimento inferiore a 1/20 individui sparsi.	1-5
	2=individui molto sparsi con piccolo ricoprimento.	<1
+	1=individui rari, ricoprimento insignificante.	
r	+ = individui solitari, ricopri- mento insignificante.	

Tab.2.7. Scala di Daubenmire

Indice	Intervallo di ricoprimento %	Ricoprimento % valore centrale della classe
6	95-100	97.5
5	75-95	85.0
4	50-75	62.5
3	25-50	37.5
2	5-25	15.0
1	0-5	2.5

Metodo E.W.R.S. (European Weed Research Society)

Questo metodo è stato elaborato per valutare l'azione degli erbicidi sia sulle infestanti che sulle colture.

Si basa su una valutazione visiva che assegna indici numerici convenzionali da 1 a 9, crescenti e proporzionali al "grado di copertura" del terreno ad opera delle erbe infestanti o alla fitotossicità manifestata sulla coltura (Tab. 2.8).

Tabella 2.8 Scala convenzionale 1-9 EWRS. (da Vercesi, 1983).

Valori	Coltura utile	Erbe infestanti		
	Fitotossicità	Grado di inerbimento (%)	Eliminazione di infestanti (%)	Efficacia del prodotto
0		nessuna valutazione		
1	nessuna	0	100	ottima
2	tracce	2,5	97,5	molto buona
3	scarsa	5	95	buona
4	debole	10	90	soddisfacente
5	media	15	85	ancora sufficiente
6	forte	25	75	insufficiente
7	molto forte	35	65	scarsa
8	fortissima	67,5	32,5	molto scarsa
9	totale	100	0	nessuna

Tabella 2.9 Metodo di valutazione EWRS. (da Vercesi, 1983).

Luogo della prova Agricoltore
Cultura Valutazione del

Numero della prova		
.....		
(anno)		(piano)

Prodotti ed epoca del trattamento (pre semina pre o post-emergenza, ecc.)	Dosi l/kg per ettaro	Ripetizioni	Fitotossicità sulla coltura	Efficacia sulle infestanti	Nome delle singole infestanti							
					Matricaria ch.	Stellaria m.	Veronica sp.	Thlaspi arvense	Lamium sp.	Galium aparine	diversi	
											Lepidium sp.	Centauria c. fumaria off.
1 Testimone		a	20	80	30	20	20	10	10	10	0	
		b	30	70	20	20	10	10	20	* 10	10	
		c	* 30	* 50	20	20	10	10	20	* 5	5	
		d	20	65	20	10	30	0	20	* 10	10	
2 Prodotto «A» pre-emergenza	3	m	25	67,5	22	18	20	7	18	9	8	
		a	1/1	2	1	5	2	4	3	3	4	
		b	A 1/1 B	C 3	2	6	2	3	2	4	2	
		c	1/1	4	1	6	1	3	2	D 4	3	
n Prodotto «N» post-emergenza	4	d	1/1	4	1	6	2	3	3	3	3	
		m	1/1	3,0	1,2	5,8	1,8	3,2	2,5	3,5	3	

Tabella 2.10 Valutazione media della selettività verso... (colture) in tre epoche diverse del ciclo vegetativo. Valori in scala 1-9 EWRS. (da Vercesi, 1983).

Tesi	Prodotti	Dosi l/kg/ha	Osservazioni numero gg dopo il trattamento		
			40	60	80
1	Testimone	—	—	—	—
2	Testimone sarchiato	—	1,0 1,0	1,0 1,0	1,0 1,0
3	Prodotto «x»	2	1,0 1,0	1,0 1,0	1,0 1,0
4	Prodotto «y»	6	1,0 1,0	1,0 1,0	1,0 1,0
5	Prodotto «z»	6	2,0 3,0	1,0 2,0	1,0 1,0

Tabella 2.11 Valutazione media del controllo delle infestanti e potere diserbante. Valori in scala 1-9 EWRS.

Tesi	Prodotti	Dosi l/kg/ha	Indici medi di copertura infestanti Osservazioni n giorni dopo il trattamento			Efficacia erbicida in % alla data dell'ultimo rilievo
			40	60	80	
1	Testimone	—	9	9	9	0
2	Testimone sarchiato	—	1,0	1,0	1,0	100
3	Prodotto «x»	5	2,0	2,5	3,5	92,5
4	Prodotto «y»	6	3,0	4,1	5,4	81,0
5	Prodotto «z»	6	3,5	4,7	6,2	73,0

Tabella 2.12 Valutazione media del controllo delle singole specie infestanti (media di tre prove). Valori in scala 1-9 EWRS. (da Vercesi, 1983).

Tesi	Prodotti	Dosi l/kg/ha	Erbe infestanti									
			Capella b p	Polygonum c	Polygonum p	Matricaria ch.	Stellaria m.	Lamium sp.	Amaranthus	Datura s	Sera s p	
1	Testimone*	—	35	26	10,7	10,2	9,7	7,5	5,0	5,4	5,0	
2	Testimone sarchiato**	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
3	Prodotto «x»	5	2,0	4,2	1,2	1,9	2,2	3,5	1,2	9,0	9,0	
4	Prodotto «y»	6	5,1	4,9	3,7	3,8	3,2	1,0	1,5	9,0	9,0	
5	Prodotto «z»	6	7,1	6,4	2,5	3,8	5,5	5,8	6,5	8,5	9,0	

* Grado di copertura in valori percentuali.

** Nessuna valutazione

- * Percentuale di copertura della coltura sulla superficie totale. Il valore percentuale si indica solo per il testimone.
- * Percentuale di copertura delle infestanti sulla superficie totale. Anche questo dato viene espresso in termini percentuali solo nel testimone.
- * Tale percentuale non corrisponde di solito con quella della coltura ma può anche corrispondervi e la somma di entrambe deve essere inferiore o, al limite, uguale a 100. La differenza a 100 rappresenta la superficie pulita.
- * Percentuale di copertura delle singole infestanti riferita alla flora infestante globale fatta uguale a 100. Le specie presenti in misura inferiore al 10% vengono raggruppate sotto i diversi.
- A) Danni connessi a ritardo di crescita, deformazioni, bruciature, decolorazioni della vegetazione, ecc.; si esprimono secondo gli indici numerici della scala 1-9.
- B) Danni dovuti a diradamenti o a fallanze nei seminati; si esprimono sempre con gli indici 1-9.
- C) Attività erbicida del prodotto sulle infestanti prese nel loro insieme: indici 1-9.
- D) Attività erbicida del prodotto sulle singole specie infestanti: indici 1-9.

Gli indici convenzionali sono tutti rapportati al testimone non trattato: questo avrà sempre grado di ricoprimento pari a 9 (100% di infestazione) e indice di fitotossicità pari a 1 (assenza di sintomi di fitotossicità).

Il rilevatore valuta prima attentamente le parcelle testimoni e solo per queste assegna la percentuale di copertura delle singole malerbe riferita alla flora infestante globale fatta uguale a 100; poi osserva le parcelle trattate stimando, rispetto al testimone, la riduzione della flora infestante (specie per specie e globalmente) dovuta all'azione erbicida.

Contemporaneamente all'attività erbicida vengono anche stimati i fenomeni di fitotossicità, sia quantitativamente (con gli indici prima indicati) che qualitativamente (con descrizione dei sintomi).

L'andamento globale della prova viene poi messo in evidenza mediante la organizzazione dei dati raccolti in tabelle riassuntive (Tab. 2.9, 2.10, 2.11 e 2.12).

2.2.5 Biomassa

La determinazione della biomassa delle specie di una comunità vegetale si esegue pesando separatamente l'apparato aereo, ed a volte anche le radici, delle piante di ogni singola specie presenti su opportune aree di saggio. Molto più significativo del peso tal quale è il peso della sostanza secca, espresso in g o kg per unità di superficie (m^2 o ha), ottenuto ponendo i campioni freschi in stufa a $105^\circ C$ fino al raggiungimento del peso costante, che avviene dopo circa 24 h di permanenza (Covarelli, 1984).

Per la scelta delle dimensioni, numero e disposizione in campo delle parcelle valgono le stesse considerazioni ricordate per il rilievo della densità. In genere nelle prove agronomiche la biomassa viene determinata o sull'intera superficie parcellare oppure su una parte di essa, ottenuta mediante posizionamenti

casuali all'interno delle parcelle di cerchi, quadrati o rettangoli.

Ovviamente il rilievo della biomassa è distruttivo e ciò rappresenta forse l'aspetto più limitante della sua esecuzione in prove agronomiche. Asportando le piante infestanti si interrompe infatti la loro competizione e non è possibile quantificare il danno al raccolto; soprattutto quando si prelevano anche gli apparati radicali si crea un forte disturbo nelle parcelle che può compromettere i rilievi successivi. Per ovviare a tali inconvenienti si può determinare la biomassa solo su una parte della superficie delle parcelle, che devono però essere adeguatamente estese ed omogenee, lasciando l'altra parte intatta per i rilievi produttivi. Oppure la si può rilevare solo al momento della raccolta della coltura, dopo aver eseguito durante il ciclo colturale rilievi periodici non distruttivi sulla flora infestante. Un ulteriore metodo può essere la stima della biomassa attraverso misurazioni non distruttive di alcune caratteristiche delle specie, quali numero di individui, altezza, diametro del fusto, numero e superficie delle foglie.

La determinazione della biomassa mediante pesata è indubbiamente una procedura molto laboriosa che richiede molto tempo, ma essa costituisce una delle misure più precise e meno soggettive nello studio della vegetazione. La stretta correlazione esistente fra la biomassa e la densità e funzionalità degli individui di una specie, nonché col loro potere competitivo, rende inoltre questo parametro un ottimo indicatore dell'importanza relativa dei singoli componenti di una comunità vegetale, che può venir espressa dalle percentuali del peso delle singole specie sul peso totale (Shimwell, 1971; Numata, 1982).

E' molto importante comunque ricordare che la biomassa degli individui di una determinata specie varia in funzione dello stadio vegetativo raggiunto dalle piante; ciò può rendere inadeguato il

confronto fra specie e rilievi disetanei. E' quindi sempre raccomandabile segnare accuratamente, accanto al valore del peso, lo stadio vegetativo raggiunto dalle specie al momento dell'asportazione, ricorrendo ad apposite scale standardizzate, come quelle riportate in Tab. 2.13 e 2.14.

Tab. 2.13 Stadi di sviluppo delle specie graminacee.
Comparazione di differenti scale descrittive.

Fase di sviluppo	<u>scale di determinazione</u>			stadio di sviluppo
	Keller-Baggiolini	Feekes-Large	Zadoks et al.	
sviluppo della plantula	A	1	10	emergenza
	B	-	11	1 foglia
	C	-	12	2 foglie
	D	-	13	3 foglie
accestimento	E	2	21	inizio accestimento
	F	3	25	pieno accestimento
	G	4	29	fine accestimento
levata	H	5	30	inizio levata
	I	6	31	1 nodo visibile
	J	7	32	2 nodi visibili
	K	8	37	foglia bandiera visibile
	L	9/10	39	ligula della foglia bandiera visibile
	M	10.1	49	botticella
spigatura	N	10.2	51	inizio spigatura
	-	10.4	55	piena spigatura
	O	10.5	59	fine spigatura
fioritura	P	10.5.1	61	inizio "fioritura"
	-	10.5.2	65	piena "fioritura": la maggior parte delle spigette ha le antere mature
	Q	10.5.3	69	fine "fioritura": tutte le spigette hanno interrotto la fioritura
maturazione	R	10.5.4	71	formazione della cariosside: le prime cariossidi hanno raggiunto metà della loro dimensione finale; contenuto acquoso

segue Tab. 2.13

maturazione	S	11.1	75	maturazione latte: cariossidi con contenuto lattiginoso; spiga e foglie ancora verdi
	T	11.2	85	maturazione cerosa: cariossidi con contenuto ancora soffice, ma secco; sgretolabile fra le dita. Cariossidi e glume giallo-verdi
	U	-	87	maturazione fisiologica: cariossidi con contenuto da plastico a solido. Soltanto i nodi hanno ancora striature verdi.
	V	11.3	91	maturazione piena: cariossidi dura, difficile da rompere con l'unghia del pollice. Pianta morta.
	W	11.4	92	maturazione di morte: cariossidi completamente dura; non può essere rotta

Tab. 2.14 Stadio di sviluppo delle piante dicotiledoni

Scala di determinazione	stadio di sviluppo
OA	seme non ancora germinato
A	seme germinato, plantula non ancora emersa
B	emergenza, cotiledoni visibili
C	prime foglie vere visibili, cotiledoni ancora presenti
D ()	due o più foglie (o verticilli) sviluppati (fra parentesi indicare il numero di foglie o verticilli)
E	maggior parte dei fiori non ancora sbocciati
F	maggior parte dei fiori già sbocciati
G	piante fruttificanti
H	piante morenti

2.2.6 Banca dei semi

La conoscenza della composizione della flora infestante potenziale e della sua evoluzione sotto l'effetto dei fattori ambientali, climatici, agronomici, è una condizione indispensabile per il miglioramento delle tecniche di lotta contro le malerbe (Barralis e Chadoeuf, 1980).

Non esiste una metodica unica, universalmente riconosciuta, per la determinazione dello stock di semi nel terreno in quanto l'individuazione e la conta dei semi è molto laboriosa e diverse tecniche sono state messe a punto con lo scopo di ridurre il lavoro e mantenere un buon livello di attendibilità.

Quella che riportiamo di seguito è la metodica adottata da Barralis e Chadoeuf (1980) e che funge da base per ulteriori precisazioni e modifiche.

Prelievi di terreno

I prelievi vengono realizzati con l'aiuto di una sonda meccanica che permette l'ottenimento di carote di terra di 46 mm di diametro e 300 mm di altezza.

L'apparecchio si compone di un motore, di un riduttore (circa 50 giri/min) e di una trivella propriamente detta che è concepita in modo tale da alloggiare al suo interno un tubo di PVC che permette di recuperare la carota di terra.

I prelievi sono fatti a intervalli regolari, ogni quattro settimane, dalla semina alla raccolta.

Il numero di prelievi dipende esclusivamente dal numero di semi che si trovano per ogni prelievo (Goyeau e Fablet, 1982; Barralis et al., 1986). Tale argomento comunque verrà più diffusamente analizzato nel paragrafo riguardante appunto il numero di prelievi da eseguire per parcella.

"Trattamento" dei campioni di terra

a - Eliminazione di scheletro e argilla

Ogni campione è posto in una soluzione salina che facilita la dispersione degli aggregati terrosi (Malone, 1967). Questa soluzione contiene 10 g di esametafosfato di sodio e 5 g di bicarbonato di sodio in 200 ml di acqua per 100 g di terra secca.

La sospensione così ottenuta è vagliata ed è poi raccolta solo la frazione compresa fra i vagli a maglia di 4 e 0,2 mm. Questa frazione contiene i semi delle malerbe (Fig. 2.20).

Per eseguire l'operazione di separazione e vagliatura i vagli possono essere montati su un recipiente apposito ed il terreno agitato e rimescolato per mezzo di un albero rotante munito di lame.

b - Germinazione in ambiente climatizzato

La frazione ritenuta è immediatamente distesa su una garza di terital posta su un contenitore riempito di sabbia sterile.

Una coppetta sottostante riempita di soluzione nutritiva permette, per capillarità, il mantenimento dell'umidità e della nutrizione minerale (Fig. 2.21).

I contenitori sono poste in una cella regolata a 25 °C per 12 ore alla luce e 15 °C per 12 ore al buio.

Nel corso delle 4 settimane che seguono le piantine che emergono vengono regolarmente identificate e contate.

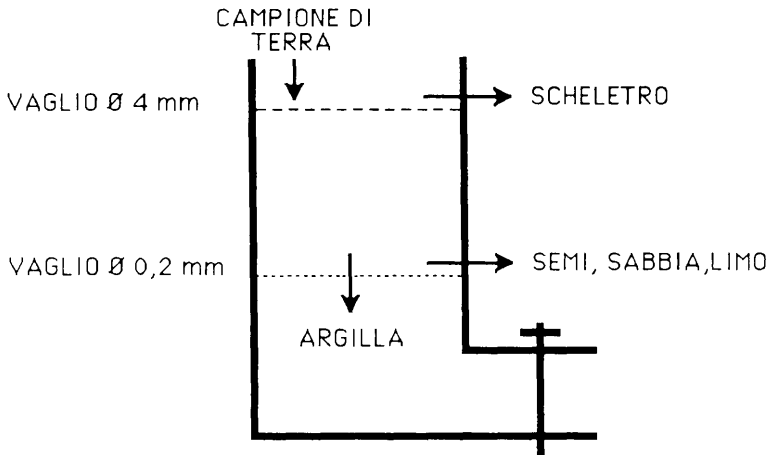


Fig. 2.20 - Frazionamento del campione di terra per la determinazione del contenuto di semi di malerbe del terreno. La frazione contenente i semi viene poi posta, in appositi contenitori, in ambiente climatizzato. Spiegazioni nel testo.

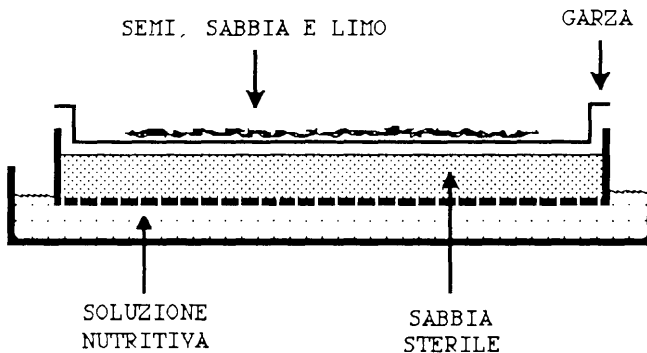


Fig. 2.21 - Contenitore per la germinazione dei semi in ambiente climatizzato. Spiegazioni nel testo.

c - Conteggio e cernita dei semi non germinati.

All'uscita da questo trattamento la frazione terrosa contenente i semi che non hanno germinato è ripresa in una soluzione contenente 125 g/l di solfato di magnesio al fine di separare la parte minerale da quella organica.

Dopo sciacquatura ed essiccazione in stufa a 40°C della frazione organica, i semi visibilmente non alterati sono identificati e contati al binoculare.

d - Germinazione in presenza di acido gibberellico (AG₃)

I lotti delle differenti specie così contate sono messi a germinare in scatola Petri su una soluzione a 1 g/l (1000 ppm) di acido gibberellico (AG₃) e sottoposte a condizioni di luce e temperatura variabili in funzione della specie: per esempio *Veronica hederifolia* e *Galium aparine*, sono sottoposti al buio a temperatura alternata di 15-10°C, mentre *Alopecurus myosuroides*, *Stellaria media*, *Chenopodium album* alla temperatura alternata di 25-15°C con 12 ore di luce.

Queste differenti operazioni permettono di determinare lo stock in semi vitali e lo stock totale in semi del suolo:

STOCK SEMI VITALI = semi germinati in ambiente climatizzato +
semi germinati in AG₃

STOCK TOTALE = semi vitali + semi morti + semi in cui la
dormienza non è stata tolta con il trattamento.

Varianti al metodo

Beuret (1980, 1984a) propone che i campioni di terreno vengano lavati fra due vagli di cui il superiore con maglie di 4 mm e l'inferiore di 0,25 mm. I residui ottenuti vengono messi su dei

contenitori con sabbia sterilizzata e mantenuti in ambiente climatizzato a temperature alternate di 20°C/14°C per circa 8 settimane durante le quali le plantule che emergono sono identificate, contate ed estirpate. Per favorire la germinazione dei semi il terreno viene sottoposto a cicli di umidificazione-essiccamento e a colpi di freddo a 4°C.

Lambelet-Haueter (1986) adotta lo stesso metodo di Beuret precisando però che i campioni di terreno dopo un primo soggiorno di 8 settimane in serra a temperature alternate, vengono conservati per 8 settimane in camera fredda a 4°C e regolarmente umidificati al fine di provocarne la vernalizzazione e poi rimessi a germinare in serra per altre 8 settimane. Dato che entrambi i metodi sottostimano il numero di semi vitali, poichè alcuni restano dormienti, i campioni vengono successivamente analizzati al binoculare per l'individuazione dei semi: quelli che risultano pieni sotto una leggera pressione vengono considerati vitali, così come consigliato anche da Roberts e Ricketts (1979). La cernita diretta con l'analisi della lente binoculare permette rispetto alla sola germinazione in ambiente climatizzato di non sottostimare le specie con semi di dimensioni più piccole che potrebbero avere difficoltà ad emergere (Fossati e Beuret, 1984).

Un altro sistema (Roberts e Neilson, 1982) per la determinazione dello stock di semi è quello che pone i campioni di terreno prelevati a germinare direttamente in serra climatizzata per un periodo di circa 2 anni. I campioni vengono messi, a tal fine, senza alcuna precedente separazione dei semi, su delle vaschette simili a quelle indicate da Barralis e Chadoeuf facendo in modo che lo spessore del terreno non sia molto elevato (2-3 cm). Per stimolare la germinazione e vincere la dormienza il terreno può essere sottoposto periodicamente a regime di siccità e successivamente rivoltato (Cantele et al., 1986).

Numero e dimensione dei prelievi di terreno

Uno dei principali problemi che si pongono per la determinazione del contenuto di semi nel terreno è quanti campioni di terreno occorre prelevare e di che dimensioni essi devono essere.

Per analogia con la ricerca dell'area minima in fitosociologia si sono cercate di definire, nello studio della flora potenziale, delle curve volume-specie. Il volume minimo corrisponde d'altro canto ad una superficie di prelievo. In ambienti poco antropizzati poveri di specie, questo volume minimo varia fra 400 cm^3 (Numata et al., 1964) e $4000-6000 \text{ cm}^3$ (Hayeshi e Numata, 1968) a seconda dello spettro delle specie presenti nel terreno. In pascoli dell'Australia sud-orientale, Forcella (1984) ha determinato una superficie minima di prelievo da 50 a 200 cm^2 ; la superficie totale da prelevare, combinazione delle superfici fra 50 e 200 cm^2 , raggiungeva $0,1 \text{ m}^2$.

Riguardo ai terreni agricoli invece non esistono dati riguardanti le superfici minime. In effetti, la difficoltà di prelevare grandi volumi di terreno ha introdotto l'uso di trivelle di diametro variabile. La determinazione del numero di carote da prelevare si è allora posta come una delle questioni più urgenti da risolvere affinché la stima dello stock di semi del terreno fosse rappresentativa. Gli agronomi si sono sempre interessati più ad una stima quantitativa corretta delle specie presenti che ad un'analisi floristica.

Fin dai primi studi sull'argomento (Brenchley e Warington, 1930) è risultato poi chiaro che i semi presentano in generale una distribuzione aggregata intorno alla pianta madre. Ciò comporta, come hanno rilevato Mayor e Pyott (1966), "... una difficoltà nel campionamento poiché la statistica matematica esige abitualmente una distribuzione aleatoria delle variabili". Champness (1949)

valutava che in queste condizioni il numero di campioni da prelevare dovesse essere superiore a 100. Kropac (1966) ed altri autori hanno concluso fin dai loro primi studi che era meglio prelevare un gran numero di piccoli campioni che un piccolo numero di grandi. Goyeau e Fablet (1982) hanno mostrato che con una trivella di 5 cm di diametro occorre più di 100 campioni al fine di ottenere per le specie più abbondanti, con una distribuzione aggregata, una precisione dell'ordine del 20 %; con una distribuzione normale e con più di 5 semi per "carota" il numero di prelievi doveva essere invece intorno a 50. Barralis et al. (1986) trattando e analizzando i prelievi separatamente, specie per specie, hanno constatato una relazione lineare fra la media e la varianza della popolazione (dopo trasformazione logaritmica) che permette di determinare la taglia del campione in funzione del numero medio di semi per prelievo e del grado di precisione desiderato. In pratica gli autori su citati hanno trovato che quando il numero medio di semi per prelievo varia da 0,1 a 5 sono necessari un centinaio di prelievi per ottenere una precisione dal 20 al 70 % (alla soglia di probabilità del 5%).

In realtà le esigenze tecniche e pratiche limitano il numero di campioni fra 10 e 50 e la loro taglia a meno di 1 dm².

A titolo di esempio si riportano alcuni dati relativi ai principali riferimenti bibliografici (Tab. 2.15).

Trasformazione dei dati

Generalmente i dati raccolti non presentano una distribuzione normale per cui, come consigliato da alcuni autori (Mayor e Pyott, 1966, Pollard e Cussans, 1981; Cantele et al., 1986), devono essere trasformati in $\sqrt{x}$ o $\sqrt{x+1}$ ed elaborati previa valutazione dell'omogeneità delle varianze (test di Bartlett).

Tab. 2.15 Numero e dimensione dei prelievi di terreno per la determinazione del contenuto di semi.

Rif. bibliografico	Diametro trivella cm	n° prelievi per par- cella	Superficie totale pre- levata cm ²	Superficie parcella m ²
Froud-Williams et al., 1983	2.5	12	59	
Beuret, 1984	5.0	5	98	20
Wilson et al., 1985	3.2	4	32	25
Barralis e Chadoeuf, 1980	4.6	45	747	2000
Morin e Wojewodka, 1984	4.0	45	565	1200
Lambelet-Haueter, 1986	5.0	30	589	1250
Lambelet-Haueter, 1984	3.5	40	385	1150
Cantele et al., 1986	3.5	10	96	120
Leguizamon e Roberts, 1982	2.5	20	49	140
Roberts e Ricketts, 1979	2.5	20	49	3600

2.2.7 Forme biologiche e funzionali

Per caratterizzare una comunità vegetale o determinarne le variazioni dovute a fattori ambientali si può rilevare la distribuzione di frequenza al suo interno o i valori d'importanza delle specie raggruppate in funzione di diverse caratteristiche (forme di dormienza, di crescita, di dispersione, dimensione e funzionalità delle foglie, altezza, periodicità, ecc.), la cui scelta dipende soprattutto dalla finalità della ricerca e dal tempo e mezzi a disposizione per eseguire i rilievi.

Una delle prime ma ancora attuali classificazioni utilizzate per tale scopo si basa sulla posizione delle gemme perennanti, che determina la modalità di sopravvivenza delle specie nelle stagioni avverse (Raunkiaer, 1934). A causa della forte influenza del clima su questa caratteristica, le prime applicazioni di tale classificazione hanno riguardato il campo della fitogeografia, per ricerche a livello meso e macro-climatico (Shimwell, 1971). Essa ha fornito però validi risultati anche nello studio della flora infestante, poichè i vari disturbi antropici, favorendo in modo differenziale le specie con gemme perennanti più o meno esposte, possono variare considerevolmente la composizione delle comunità di malerbe nei suoi riguardi (Numata, 1982). Nella Tab.2.16 viene riportato il sistema di classificazione di Raunkiaer, così come modificato da Montegut (1984) espressamente per lo studio della flora infestante.

Tab. 2.16

Tipi biologici delle specie infestanti (da Montegut 1984, modificato)

TEROFITE (T): piante erbacee annuali a riproduzione sessuale.

T : specie annuali estive, germinano dopo l'inverno, non esigono alcuna vernalizzazione, presentano quasi sempre stelo eretto, eccezionalmente in rosetta. 1 ciclo annuale. Es.: *Amaranthus* spp., *Chenopodium album*, *Mercurialis annua*, *Digitaria sanguinalis*.

cap.2.16 (seguito)

- T1 : specie annuali autunno-invernali, germinano in autunno o in inverno, presentano uno stadio di rosetta generalmente in relazione al fabbisogno di vernalizzazione e all'esigenza eventuale di giorno lungo. 1 ciclo annuale.
Es.: *Apera spica-venti*, *Avena sterilis*, *Anthemis arvensis*.
- T2 : specie indifferenti, germinano in tutte le stagioni (eccetto al di sotto di 0°C); in rosetta o a stelo prostrato o raccorciato, non presentano alcun bisogno di vernalizzazione nè di giorno lungo per fiorire; compiono più cicli annuali: i semi di un ciclo originano il seguente.
Es.: *Poa annua*; a rosetta: *Capsella bursa-pastoris*, *Sonchus asper*; a stelo prostrato: *Veronica hederifolia*
- Questa suddivisione principale delle terofite può prevedere casi più specifici e particolari:
- T(T2) : specie annuale preferenzialmente estiva che può prolungare la fioritura eretta in inverno (*Mercurialis annua*) ridivenire vegetativa, prostrata, in inverno (*Anagallis arvensis*) o in estate allo stadio di rosetta (*Sonchus oleraceus*); 1 ciclo annuale eventualmente prolungato.
- T1(T) : specie annuale preferenzialmente invernale appartenente a popolazione resa eterogena da semi parzialmente capaci di germinare in ogni stagione e che danno l'illusione che la specie sia indifferente. Tutte le piante di questo tipo sono a rosetta: *Papaver rhoeas*, *Raphanus raphanistrum*, *Sinapis arvensis* e molte altre; più cicli (2-3) annuali.
- T(st) : specie annuale che può riprodursi per talea e rigenerare dei germogli vivaci per radicamento degli steli prostrati (stoloni).
Es.: *Stellaria media*, *Veronica persica*.
Più cicli annuali; seme capaci di germinare da una generazione all'altra.
- (T)Hr : specie annuale d'estate in colture in rotazione, pluriennale in situazione naturale (Es.: *Plantago major*); 1 ciclo annuale in rosetta perenne, capace di fruttificare fin dalla prima annata.
- (T2)Hr : specie annuale d'inverno in coltura annuale, pluriennale in situazione naturale; es. *Poa trivialis*; 2 cicli annuali: uno che fiorisce dopo una fase di accestimento vernalizzata; l'altro vegetativo in estate (mancanza di vernalizzazione).
- T2-H2 : specie annuale d'inverno quando la germinazione è autunnale o specie biennale quando la germinazione è primaverile. La data di germinazione è eventualmente determinata da un fenomeno di dormienza; nei due casi

Tab.2.16 (seguito)

la pianta esige vernalizzazione e giorno lungo; 1 ciclo annuale; es.:
Daucus carota, *Lactuca spp.*

EMICRIPTOFITE (H): piante erbacee biennali o pluriennali a riproduzione sessuale con gemme perennanti prossime alla superficie del terreno, ma visibili.

Le emicriptofite si dividono in due grossi gruppi:

H2 : specie biennali strette, in rosetta: la dormienza dei semi impone una germinazione primaverile; lungo periodo allo stadio di rosetta, vernalizzazione fra le due annate; necessitano di giorno lungo per l'induzione fiorale; 1 ciclo ogni due anni.
 Es.: *Dipsacus silvestris*, *Cirsium vulgare*, *Alliaria officinalis*, *Pastinaca sativa*.

Hr : specie pluriennali cespitose in rosetta; si propagano alla loro periferia per mezzo di gemme che estendono, ampliano il cespo di anno in anno; sono specie pluriennali e non realmente vivaci; 1 ciclo annuale con il cespo pluriennale.
 Es.: *Lolium perenne*, *Heracleum sphondylium*, *Plantago lanceolata*, *Artemisia vulgaris*.

Ognuno di questi due gruppi presenta delle "varianti".

- Varianti delle specie biennali, monocarpiche (H2)

H2-(H3): specie a rosette biennali che richiedono una lunga maturità fisiologica, dunque un lungo stadio giovanile; necessitano di vernalizzazione e giorno lungo per fiorire: 1 ciclo ogni due (o tre) anni.
 Es.: *Digitalis purpurea*; la pianta resta monocarpica accentuando le sue esigenze.

(T-T2)-H2 : piante normalmente biennale (H2), vernalizzabili ai primissimi stadi di plantula primaverile (T2) (es. salita a fiore della barbabietola coltivata), può diventare annuale per selezione massale e fiorire prima di tuberizzare completamente (es.: barbabietole selvatiche si comportano da annuali = T). Altro esempio: cicoria, endivia...

H2-Hr : specie normalmente biennali in rosetta ma che possono conservare delle gemme vegetative che le rendono piante pluriennali: 1 ciclo compiuto in due anni a partire da una germinazione, poi l'individuo prende un ritmo pluriennale. Es.: *Picris hieracioides*.

Tab.2.16 (seguito)

- Varianti delle specie pluriennali, cespitose (Hr).

Queste varianti rappresentano la transizione con le specie realmente vivaci a riproduzione vegetativa.

Hr (T2) : specie realmente pluriennali grazie alle gemme basali che rigenerano nuovi individui che in seguito diventano indipendenti per la scomparsa totale della pianta madre. Es.: *Epilobium tetragonum*; è una pluriennale per rigenerazione annuale di gemme vegetative.

Hr-dr : specie normalmente pluriennali capaci di diventare vivaci per invecchiamento e rottura del cespo; capaci di rigenerare degli individui per neoformazione di gemme radicali (dr= drageons racinaires in francese) dopo spezzettamento delle radici ad opera di attrezzi agricoli. Es.: *Rumex spp.*, *Taraxacum spp.*. Queste specie sono vivaci "accidentali".

Hr-st : specie pluriennali che rimangono di tipo emicriptofitico, ma che emettono degli stoloni (st) che "disseminano" in lontananza gli individui. Es.: *Potentilla reptans*, *Agrostis stolonifera*. Sono vivaci naturali.

Hr-G : specie che si rigenerano a partire da un colletto sotterraneo perenne che porta delle gemme che a loro volta elaborano altre gemme in cui i germogli sembrano originarsi da un cespo profondo geofitico (G). Es.: *Chondrilla juncea*, *Amaranthus deflexus*. Sono specie cespitose a cespo fittonante unico, relativamente profondo.

Hr-dr, Hr-st e Hr-G mostrano già una forte attitudine allo stato vivace che sarà la regola nelle Geofite (G).

GEOFITE (G) : piante erbacee a propagazione vegetativa.

A seconda dell'organo di propagazione si distinguono in:

Gb : geofite a bulbo (b). Il bulbo ed i suoi bulbilli sono generalmente perenni (*Allium vineale*), si riungiovaniscono al centro e si consumano alla periferia; caso particolare è rappresentato da specie in cui il bulbo si rigenera in maniera annuale. Es.: *Tulipa sylvestris* [Gb(T2)]; il bulbo vero risulta da una tuberizzazione di foglie (scaglie) o del picciolo delle foglie.

Gt : geofite a tuberi (t): il tubero è di origine caulinare; si tratta sia della tuberizzazione di internodi che della tuberizzazione dell'estremità di uno stelo sotterraneo; esempi rispettivi: *Arrhenatherum elatius ssp.* *Bulbosum* e *Cyperus rotundus*.

Tab.2.16 (seguito)

- Gdr : geofite a gemme di origine radicale ("drageons" =dr).
Es.: *Linaria vulgaris*.
- Grh : geofite a rizomi (rh); i rizomi possono essere lunghi (*Agropyron repens*), corti (*Achillea millefolium*), molto corti (*Agrostis gigantea*).
- Grh-Gst: geofite a cespo rizomatoso (rh), profondo e a stoloni (st) superficiali, striscianti, disseminanti.
Es.: *Cynodon dactylon*, *Paspalum paspalodes*, *Calystegia sepium*.
- Gdr-Grh: geofite a gemme radicali primarie (dr) che appaiono sulla radice della plantula e che generano dei rizomi (rh) da dove si originano germogli verticali che emergono in superficie. Es.: *Cirsium arvense*.

CAMEFITE (Ch): piante vivaci a riproduzione sessuata con gemme perennanti al di sopra del terreno.

- Chh : camefite erbacee; generalmente stolonifere ma che anticipano la loro crescita prima dell'inverno a partire da gemme situate sullo stelo principale; i germogli portano al di sopra del terreno degli alti steli e delle gemme prima dell'inverno; le foglie sono spesso sempre verdi. Es.: *Hypericum perforatum*.

Varianti:

- Chh-k : comefite erbacee succulente; presentano un'elevata termofilia e habitus xerofitico. Es.: *Sedum spp.*
- Chl : camefite legnose a gemme ibernanti nettamente al di sopra del terreno (0-30 cm). Es.: *Rubus spp.*, *Erica cinerea*, *Thymus vulgaris*.

FANEROFITE (P): piante perenni legnose con gemme a più di 3 dm di altezza dal suolo: tipicamente, gli alberi ed i grossi cespugli. Comportamento acrotono; presenza di dominanza apicale.

NANOFANEROFITE (NP): generalmente sono piante arbustive a crescita basitona, formanti cespugli di 25-200 cm di altezza; le gemme sono situate inizialmente molto al di sopra del terreno.
Es.: rosacee spinose come *Rosa*, *Rubus spp.*

EPIFITE (E): piante parassite. Es.: *Orobancha spp.*, *Viscum album*.

ELOFITE (Hl): piante semi-acquatiche. Es.: *Alisma plantago*, *Scirpus spp.*

IDROFITE (Hvd): piante acquatiche. Es.: *Potamogeton spp.*

Una delle caratteristiche morfologiche più utilizzate per la classificazione delle specie infestanti è invece il portamento delle piante, soprattutto per la sua elevata correlazione con il potere competitivo e la resistenza ai disturbi (Numata, 1982). In base a questa classificazione si possono distinguere le seguenti forme: eretta (e), prostrata (p), rosetta (r), ramosa (b), cespitosa (t), rampicante (l), spinosa (sp), rosetta parziale (pr) e pseudorosea (ps). La rosetta parziale è caratteristica di piante che presentano una forma a rosetta nelle prime fasi del loro ciclo vitale e la forma eretta nelle fasi successive (per esempio molte *Cruciferae*, *Erigeron annuus*), mentre la pseudorosea è una forma intermedia fra la rosetta e l'eretta, mantenuta durante l'intero ciclo vitale (per esempio *Scabiosa japonica*).

Un'ulteriore classificazione di grande interesse per la descrizione delle comunità di malerbe è quella basata sul tipo di propaguli delle specie e sui meccanismi di loro dispersione (Numata, 1982). Essa prevede due principali raggruppamenti: specie che si diffondono mediante i semi (D) e specie con organi di propagazione vegetativa (R). Le piante D vengono inoltre suddivise in D_1 (disseminate dal vento od acqua), D_2 (da animali o uomo), D_3 (da propulsione meccanica), D_4 (dalla sola gravità), D_5 (piante a sola crescita vegetativa). Le specie R vengono invece raggruppate in: R_1 , R_2 , R_3 (piante rizomatose con uno sviluppo clonale di grande, media e piccola estensione, rispettivamente), R_4 (piante stolonifere) ed R_5 (piante con tuberi, bulbi e radici perennanti).

Anche la socialità, cioè la tendenza delle specie a crescere in modo più o meno gregario può essere una caratteristica utilizzabile per una classificazione delle specie vegetali. Nei rilievi della scuola di Braun-Blanquet, inoltre, i valori di socialità, segnati di seguito al dato di abbondanza-dominanza di ogni specie, possono fornire un'indicazione sull'eterogeneità di distribuzione delle piante all'interno della comunità vegetale.

Per questo carattere vengono in genere utilizzate le seguenti classi (Westhoff e van der Maarel, 1978): S_1 (crescita isolata), S_2 (gruppi di pochi individui o cespi poco estesi), S_3 (piccole colonie o cespi estesi), S_4 (colonie estese o tappeti) ed S_5 (estese popolazioni, interamente ricoprenti l'area). L'appartenenza di una specie ad una data classe di socialità viene determinata o con un rilievo visivo, ovvero quantitativamente, mediante un indice S , che dipende dal raggio di estensione dell'aggregazione (R), dalla larghezza degli individui (r), e dalla loro distanza media (d), secondo la relazione $S = (R/r)/(d/r)$, (Numata, 1982).

In definitiva ogni specie vegetale può essere classificata in svariati modi. La distribuzione di frequenza o l'importanza relativa dei gruppi di specie suddivisi dalle diverse classificazioni può permettere l'ottenimento di spettri biologici caratteristici, che possono venir utilizzati per confronti tra le comunità vegetali sia spaziali che temporali (Tab. 2.17). Per tale scopo sono generalmente sufficienti determinati indici, fra i quali, per esempio le percentuali di tipi R_{1-3} , D_{1-2} , di specie Fanerofite, Terofite e rampicanti e di quelle con socialità S_{1-2} sono quelli che meglio si prestano all'analisi di stati successionali e di maturità della vegetazione infestante (Numata, 1982), come rilevabile in Tab. 2.18.

2.2.8 Vigore o vitalità

Quando si eseguono rilievi sulla abbondanza-dominanza o sulla biomassa si notano spesso specie contraddistinte da una crescita relativamente modesta o più rigogliosa rispetto alla crescita delle stesse specie in altri luoghi. Il rilievo di questa differenza di vigore rispetto alla "normalità" può assumere un'importanza notevole nello studio della vegetazione infestante, in quanto questa caratteristica è molto influenzata dai disturbi antropici ed

Tab. 2.17 Spettro dei tipi biologici di una comunità infestante nei tre anni successivi al denu-
damento di un terreno (Numata, 1956).

Forma biologica	1° anno	2° anno	3° anno
T	78,3	69,2	64,7
Ch	4,3	7,7	5,9
H	4,3	7,7	11,8
G	13,0	15,4	17,6
D ₁₋₂	43,5	53,8	47,1
R ₁₋₃	16,0	15,4	17,6
e	30,4	23,0	17,6
pr	31,7	30,8	17,6
p	8,7	30,8	23,6
t	13,0	7,7	11,8
b	26,1	7,7	123,6
l	0,0	0,0	5,9

Il significato dei simboli è spiegato nel testo.

Tab.2.18 Tipi di comunità infestanti descritti in base alle
loro forme biologiche (Numata, 1949).

	R ₁₋₃	D ₁₋₂	S ₁₋₂	P	T	l
A*	7,7	69,3	100,0	0,0	69,2	7,7
B*	15,4	46,9	66,4	21,2	46,4	15,7

* A e B sono due campi rispettivamente 70 e 3 anni
dopo il dissodamento.

Il significato dei simboli è spiegato nel testo.

è spesso correlata con la capacità competitiva e di diffusione delle specie. In accordo con Braun-Blanquet (1964), si possono riconoscere 4 classi di vigore: 1) piante molto sviluppate, che completano regolarmente il ciclo vitale (un rigoglio eccezionale viene indicato col termine *lux*); 2) piante che si accrescono ma che non completano il ciclo vitale; 3) accrescimento modesto; 4) germinazione occasionale con crescita stentata. L'eventuale appartenenza di una specie ad una di queste classi viene rilevata mediante un indice (da 1 a 4) che nel rilievo viene scritto di seguito ai dati di abbondanza-dominanza e di socialità.

2.3 Relazione di dominanza nelle comunità vegetali

I rapporti di dominanza fra le diverse specie di una comunità vegetale vengono generalmente determinati in base alla loro importanza relativa, che rappresenta il contributo di ciascuna alla produttività complessiva, riflettendo la sua capacità di sfruttare le risorse disponibili nell'ambiente.

La misura più fedele dell'importanza di una specie è la sua produttività netta (energia prodotta al netto dell'energia dispersa), ma spesso, per la difficoltà di determinazione, si preferisce stimarla mediante altre caratteristiche più facilmente rilevabili, quali biomassa, densità, copertura, area basale, altezza, ecc..

Per valutare quantitativamente il grado di dominanza all'interno di una comunità viene generalmente impiegato l'indice di Simpson (1949), dato dalla somma dei quadrati dei valori d'importanza relativa (importanza delle singole specie divisa per il valore d'importanza totale). Tale indice raggiunge valori prossimi ad 1 quando vi è una sola specie fortemente dominante e valori inferiori per situazioni di maggiore equipollenza fra le specie (Tab. 2.19).

Tab. 2.19 Importanza assoluta, importanza relativa e indice di Simpson per una data comunità vegetale campionata con rilievi di densità. Il valore dell'indice di Simpson è sottolineato.

Specie	n° pp/m ² importanza assoluta	x importanza relativa	x ²
<i>Sinapis arvensis</i>	32	0.34	0.12
<i>Avena ludoviciana</i>	44	0.47	0.22
<i>Papaver rhoeas</i>	17	0.19	0.04
Totale	93	1.00	<u>0.38</u>

Il passo successivo è la determinazione della struttura di dominanza che può venir rappresentata da grafici in cui le importanze relative delle specie sono disposte in ordine decrescente (Whittaker, 1965). La forma delle curve ottenute è caratteristica per ogni comunità e per rappresentare le differenti casistiche sono stati proposti alcuni modelli matematici, fra i quali i principali sono la progressione geometrica di Motomura (1952) e la distribuzione log-normale di Preston (1948). Utilizzando la scala logaritmica per esprimere l'importanza relativa, la progressione geometrica mostra un andamento lineare mentre quella di Preston si presenta come una curva sigmoide, indicando una maggiore frequenza di forme intermedie di dominanza (Fig.2.22). Le curve che si avvicinano maggiormente alla progressione di Motomura sono tipiche delle comunità pioniere, con relativamente poche specie, in ambienti disturbati. La maggior parte delle comunità vegetali mostra invece un piccolo gruppo di specie dominanti, un'elevata quantità di specie mediamente importanti ed un ridotto numero di specie rare, rivelando dunque curve di tipo sigmoide, il cui appiattimento dipende soprattutto dalle relazioni competitive fra i componenti (Fig. 2.22) (Shimwell, 1971).

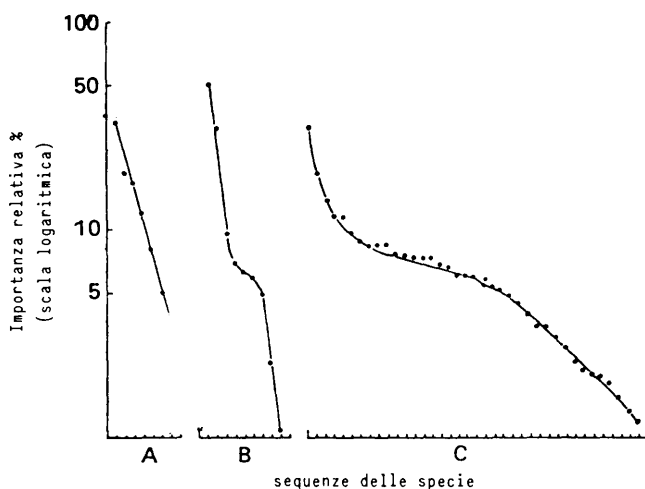


Fig. 2.22 - Alcuni esempi di curve di dominanza-diversità.

A: Serie geometriche di Motomura per lo stadio pioniero di Calluna (biomassa); B: curva sigmoide modificata da stadio stabile, maturo di Calluna (biomassa); C = curva sigmoide appiattita da pascolo ricco di specie (ricoprimento).

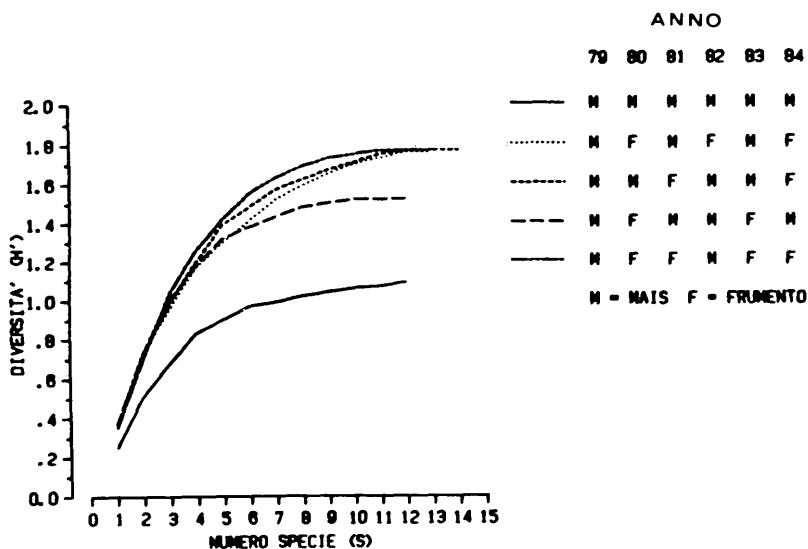


Fig. 2.23 - Struttura di dominanza della comunità infestante in parcelle sottoposte a vari tipi di avvicendamento tra mais e frumento (da Covarelli e Tei, dati non pubblicati)

Numata (1982) ha dimostrato che per le comunità di malerbe si ha generalmente una continua alternanza di strutture di dominanza (dal tipo lineare al tipo sigmoide o viceversa), anche durante uno stesso ciclo colturale, soprattutto in funzione dei diversi disturbi antropici ma anche in relazione alla germinazione scalare delle specie infestanti ed allo sviluppo della coltura. Tale cambiamento è molto pronunciato in comunità poco numerose, come nelle colture sarchiate con modesto inerbimento, e risulta meno evidente nel caso di colture o malerbe fitte, ove due o tre dominanti riescono sempre a detenere una netta supremazia sulle altre specie.

Un'altra determinazione della struttura di dominanza in comunità vegetali si basa sull'indice di diversità floristica di Shannon-Wiener (Stocker e Bergmann, 1977), particolarmente utilizzato nello studio della flora infestante poichè riflette chiaramente i disturbi arrecati alla vegetazione (Mahn, 1984). Tale indice (H') è ricavato dalla seguente formula:

$$H' = \sum_{i=1}^s h_i$$

$$\text{dove } h_i = p_i \cdot \ln \frac{1}{p_i} \quad , \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad , \quad N = \sum_{i=1}^s n_i$$

con n_i = valore d' importanza assoluta rilevato per la specie i -esima ed N = somma dei valori d'importanza di tutte le specie presenti (S).

Mettendo in grafico gli h_i cumulati in funzione delle specie ordinate in sequenza decrescente d'importanza si ottiene una curva che esprime la struttura di dominanza della comunità in esame. Un esempio di come tale rappresentazione possa venir utilizzata per lo studio di comunità di infestanti sottoposte ad interventi erbicidi viene proposto da Mahn ed Helmecke (1979) (vedi Fig.1.6):

utilizzando una dose singola di erbicidi i valori h_i delle specie non dominanti e la diversità (H') della comunità si riducono, mentre con la dose doppia molte specie non dominanti scompaiono e si instaura una comunità più povera di specie, con importanza distribuita più uniformemente.

Analogamente può essere messa in evidenza la semplificazione della flora dovuta alla semplificazione degli avvicendamenti (Fig. 2.23).

2.4 Modelli di distribuzione spaziale

La distribuzione nello spazio dei componenti (piante individuali, specie o popolazioni) di una comunità vegetale è dovuta essenzialmente ad una combinazione di fattori ambientali (a diversi livelli, dalla scala mondiale fino a quella microtopografica), di fattori sociologici (relazioni fra le diverse unità della comunità) e di fattori biologici (modo di accrescimento e di riproduzione o propagazione) (Kershaw, 1964). La conoscenza di tale distribuzione è uno degli scopi preminenti dello studio della vegetazione, anche e soprattutto nelle ricerche di biologia applicata, ove spesso si indaga sui fattori che la determinano.

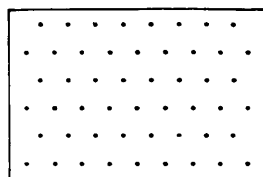
Per una valutazione qualitativa della distribuzione delle specie nello spazio, valida soprattutto a livello territoriale, si usa generalmente la tecnica di riportare su una carta topografica rappresentante l'area in esame alcuni valori, quali abbondanza-dominanza, densità, frequenza, ecc., rilevati per ogni singola specie in apposite aree di saggio (Numata, 1982). Se tali rilievi vengono effettuati periodicamente in parcelle permanenti questo metodo può permettere di valutare anche i processi dinamici delle popolazioni vegetali (Watt, 1962).

Per uno studio quantitativo della distribuzione si utilizzano generalmente i dati di densità o di copertura ottenuti da parcelle

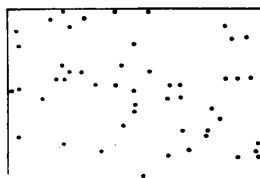
contigue di uguali dimensioni, disposte lungo linee (transetti) intersecanti l'area in esame, ma stime quantitative di tale caratteristica possono anche ottenersi da dati raccolti su parcelle randomizzate in un certo numero di repliche. Il metodo analitico normalmente impiegato prevede l'accumulazione dei dati parcellari in modo da ottenere una serie di valori per ampiezze crescenti di aree di campionamento. L'analisi statistica dei valori così ottenuti può permettere la definizione del tipo di distribuzione presente nell'area in esame.

Fondamentalmente si possono riconoscere tre modelli di distribuzione: casuale, regolare od aggregata (Fig. 2.24). Poichè la distribuzione regolare, cioè quella con individui equidistanti, è molto rara in natura (è invece tipica delle colture seminate), l'attenzione si è concentrata maggiormente sui metodi per valutare la casualità della distribuzione. I test statistici che vengono utilizzati a tale scopo possono venir distinti in tre gruppi fondamentali: a) metodi basati sulla relazione tra la media e la varianza dei dati di densità rilevati in un numero crescente di parcelle di uguali dimensioni, (vedi paragrafo densità) (Clapham, 1936; David e Moore, 1954; Greig-Smith, 1964); b) metodi basati sul confronto tra densità osservate e densità teoriche, mediante il χ^2 (Blackman, 1935; Mc Ginnes, 1934; Moore, 1953; Morisita, 1959) e c) metodi basati sulla relazione fra area parcellare e varianza di dati di frequenza (o di ricoprimento), rilevati in un numero crescente di piccole parcelle (Kershaw, 1957).

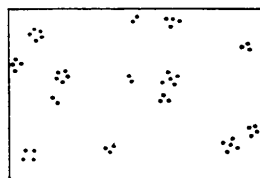
E' molto importante ricordare che la distribuzione spaziale è una caratteristica relativa, dipendente completamente dalle dimensioni dell'area di campionamento. Se si eseguono rilievi su aree di saggio di pochi decimetri quadrati la vegetazione può apparire distribuita uniformemente, anche se è formata da tante aggregazioni uniformi nel loro interno, che possono essere rilevate solo ampliando l'area di campionamento. Ciò è ben rappresentato nei



A REGOLARE



B RANDOM



C AGGREGATA
(con gruppi a random)

Fig. 2.24 - Tre modelli base della distribuzione spaziale di individui, coppie o altre unità, in una popolazione di *malerbe* (da Odum, 1971).

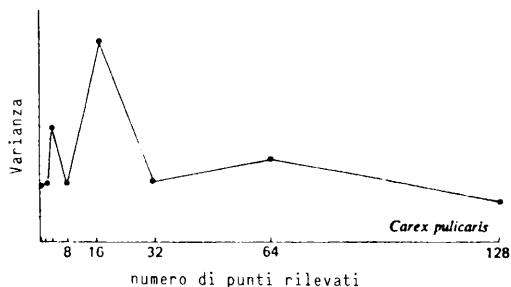
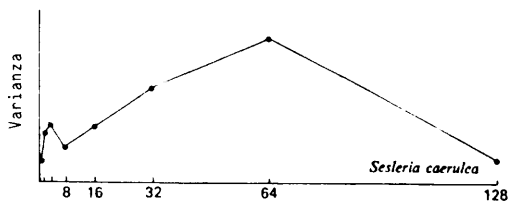


Fig. 2.25 - Varianza dei dati in funzione dell'area di saggio. La presenza di picchi indica una distribuzione aggregata. Ulteriori spiegazioni nel testo. (da Shimwell, 1971)

grafici della varianza in funzione della superficie dell'area di saggio (Fig.2.25). Tale varianza, in popolazioni uniformemente distribuite, dovrebbe apparire costante; in genere invece si osservano dei picchi caratteristici per ogni comunità, che rappresentano la dimensione dei raggruppamenti individuali (per le superfici minori), nonché il loro stato di aggregazione (nei casi delle superfici più ampie) (Greig-Smith, 1964). Questo metodo di rappresentazione può essere molto utile anche per la determinazione su basi statistiche della minima area di saggio, per la quale l'omogeneità di distribuzione delle specie è uno dei requisiti fondamentali.

Il grado con cui una comunità si avvicina alla distribuzione casuale può anche venir espresso mediante numerosi coefficienti (Goodall, 1952), fra i quali il più semplice è quello proposto da Numata (1949), definito come:

$$CH = t \cdot \frac{s}{\bar{x}} \cdot \frac{1}{\sqrt{N}}$$

ove N è il numero di parcelle di uguali dimensioni su cui si sono eseguiti i rilievi di densità, t è il t di Student con N-1 gradi di libertà ed un livello di significatività prefissato (es. $P \leq 0.05$), $\bar{x}$ è la media dei dati di densità raccolti ed s è la deviazione standard dei dati.

Numata (1982) ha dimostrato che il CH delle malerbe in colture di riso è variabile durante il ciclo colturale, assumendo il valore minimo (massima uniformità di distribuzione) 4-5 settimane dopo la semina della coltura, probabilmente a causa di una regolazione inter-specifica ed intra-specifica della densità delle piante.

Un altro coefficiente di omogeneità, che però fornisce anche indicazioni sul tipo di distribuzione, è l'indice di dispersione di

Morisita (1959), definito come $I\delta = q \cdot \delta$, con

$$\delta = \frac{\sum_{i=1}^q x_i (x_i - 1)}{N (N - 1)} \quad \text{dove } N = \sum_{i=1}^q x_i$$

con q = numero di aree di saggio di uguali dimensioni e x_i = densità rilevata nella i -esima area di saggio.

Tale indice assume un valore prossimo ad 1 per distribuzioni uniformi, di tipo casuale; è compreso tra 1 e q per distribuzioni aggregate e risulta inferiore ad 1 nel caso di distribuzioni regolari.

2.5 Correlazioni fra specie e similitudine fra campioni

Nello studio della vegetazione la determinazione delle correlazioni fra le specie rilevate in una serie di campioni e della similitudine tra i campioni assume un'importanza fondamentale sia per ricerche tendenti ad una caratterizzazione di unità vegetazionali discrete (classificazione), sia per indagini sulle relazioni fra vegetazione e determinati gradienti ambientali (ordinamento) (Goodall, 1978a). Le correlazioni fra le specie possono inoltre fornire indicazioni sulle relazioni competitive esistenti in una comunità e sull'omogeneità distributiva delle popolazioni vegetali, mentre la determinazione della similitudine tra campioni può rappresentare un mezzo per saggiare l'efficacia del metodo di campionamento adottato (Goodall, 1953).

a) Correlazioni fra le specie.

Lo studio delle correlazioni può venir eseguito o in base alla sola presenza-assenza delle diverse specie in una serie di campioni

(variabile binaria) o in funzione di alcune caratteristiche quantitative, come copertura, densità, biomassa, ecc., rilevate per singole specie nei diversi campioni.

Nel caso di due sole specie si possono presentare tre casi limite di mutua relazione: 1) esse possono essere correlate positivamente perchè una è dipendente dall'altra o perchè entrambe sono influenzate in modo simile da un terzo fattore, 2) possono essere correlate negativamente per effetti competitivi o per loro diverse esigenze ambientali, oppure 3) possono presentare una correlazione nulla, cioè la presenza di una di esse o le sue caratteristiche rilevate nei campioni sono indipendenti dalla presenza o dalle caratteristiche dell'altra.

La misura della relazione fra due specie basata solo sui dati di presenza-assenza nella serie di campioni rilevati viene usualmente eseguita su tavole di contingenza del seguente tipo:

		specie A		
		presente	assente	totale
specie B	presente	a	b	a+b
	assente	c	d	c+d
totale		a+c	b+d	N

ove il numero totale di campioni (N) viene suddiviso in campioni nei quali sono presenti entrambe le specie (a), o nessuna delle due (d) ed in quelli contenenti una sola specie (b e c).

Su queste tavole si può eseguire un test mediante il χ^2 dell'ipotesi nulla, cioè che nei campioni esiste un'uguale probabilità di incontrare una specie, indipendentemente dalla presenza od assenza dell'altra (Yates, 1934; Gilbert e Wells, 1966; Fisher e Yates, 1978). Questo test può dimostrare l'esistenza di una certa relazione fra due specie, non definisce però il tipo

della loro correlazione. Per arrivare a stabilire se si tratta di correlazione negativa o positiva sono stati proposti numerosi metodi basati sulla determinazione di alcuni indici, descritti criticamente da Goodall (1952), fra i quali quello che sembra possedere le migliori caratteristiche, essendo centrato (può assumere valori positivi e negativi) e di facile calcolo, è il coefficiente di correlazione puntiforme (Dagnelie, 1962; Cole, 1957), definito come:

$$\Phi = \frac{a \cdot d - b \cdot c}{\sqrt{(a+b) \cdot (a+c) \cdot (b+d) \cdot (c+d)}}$$

con valori compresi fra +1 e -1.

Quando le informazioni sulle specie consistono in variabili di tipo quantitativo, allora occorre impiegare un'altra serie di indici per determinare le loro correlazioni (Raunkiaer, 1928; Ellenberg, 1956,; Kolbe, 1956; Tarwid, 1960), fra i quali il più comunemente impiegato è il coefficiente di correlazione lineare di Pearson, definito come:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

ove x_i ed y_i sono le quantità delle due specie x ed y nell' i -esimo campione ed $\bar{x}$ ed $\bar{y}$ sono le rispettive quantità medie di tutta la serie di campioni. Il campo di variazione dell' r di correlazione va da -1 (perfetta correlazione negativa) a +1 (perfetta correlazione positiva), risultando pari a 0 in completa assenza di relazione fra

le due specie. La rispondenza ad una determinata ipotesi può essere determinata dal confronto del valore dell' r ottenuto con i valori teorici riportati in apposite tavole statistiche (Fisher e Yates, 1978). Il coefficiente di correlazione è comunque valido solo per relazioni fra specie di tipo lineare, che, anche se molto frequenti, non sempre si verificano in natura. In questi casi, se il tipo di relazione è noto, allora si possono utilizzare test di regressione quadratica o di ordine superiore, oppure, per relazioni ignote, si sono ottenuti risultati soddisfacenti mediante l'analisi dei dati trasformati in "rankits" (Fager, 1957; Numata e Mitsudera, 1960), con l'impiego di indici di dispersione (Morisita, 1959) o analizzando il contenuto informativo (entropia) delle due specie in funzione dei dati espressi come frequenze in determinate classi di attributi (Estabrook, 1967; Orloci, 1968, 1978b).

A volte l'intento dello studio è quello di determinare non solo le relazioni fra paia di specie, ma piuttosto fra gruppi di specie con simili caratteristiche; è questo il caso, per esempio, delle ricerche miranti a stabilire gruppi sociologici per la classificazione delle comunità vegetali (Gounot, 1961). Per l'identificazione di tali raggruppamenti i metodi attualmente più utilizzati si basano su procedure di analisi multivariata, che verranno descritte più approfonditamente in uno dei prossimi capitoli.

Per concludere questa breve rassegna dei metodi di stima delle correlazioni fra specie occorre sottolineare che le misure delle correlazioni forniscono sempre risultati relativi, che perdono di significato se si astraggono dal tipo di campionamento adottato (Bourdeau, 1961; Byer, 1970). Quando la correlazione fra specie viene determinata in base a dati rilevati su parcelle poco estese all'interno di una comunità vegetale abbastanza omogenea (come nel caso di una comunità di malerbe in un campo), essa dipenderà dalla diversa distribuzione delle specie nell'area in esame ed il suo

rilievo può rappresentare un buon metodo di studio del modello distributivo delle specie in quella data comunità. Se invece si sono impiegate parcelle più estese, allora la maggior parte delle correlazioni considerate precedentemente tenderanno a scomparire e ciò può venir utilizzato o per distinguere comunità vegetali diverse oppure per saggiare l'omogeneità della vegetazione nell'area in esame, quindi anche per arrivare alla determinazione di un'area minima. Le correlazioni interspecifiche riscontrabili in base ai rilievi su vaste parcelle sono infatti dovute a fattori, sostanzialmente ambientali, diversi da quelli che determinano la distribuzione delle singole specie; sono proprio queste correlazioni che permettono l'identificazione di gruppi ecologici o sociologici, fondamentale per gli studi di ordinamento e di classificazione delle comunità vegetali. Se invece si utilizzano piccole parcelle distribuite su una vegetazione molto eterogenea, allora si rischia di confondere le correlazioni dovute a queste due diverse origini. Esse potrebbero venir distinte impiegando serie di parcelle distribuite in un certo numero di blocchi e calcolando separatamente le correlazioni entro e fra blocchi; risulta però più semplice utilizzare parcelle di diversa ampiezza in funzione della finalità della ricerca.

b) Similitudini fra campioni

Il grado di similitudine fra due campioni della vegetazione può basarsi o esclusivamente sulla loro composizione floristica (presenza o assenza delle specie) o su misure quantitative rilevate su alcune specie comuni. Nel primo caso la misura della similitudine viene generalmente calcolata in funzione del numero di specie presenti in entrambi i campioni (a) e su quello delle specie presenti in uno solo dei due (b+c). Il primo indice di similitudine basato su tali misure fu utilizzato da Jaccard (1901), definito

come $I=a/(a+b+c)$, ed una sua modifica ad opera di Sorensen (1948), $I=2a/2a+b+c$, viene ancora utilizzata col termine di coefficiente di comunità (CC). Altri indici sul tipo di quello ideato da Jaccard sono stati proposti da Kulczynski (1928), Ochiai (1957), Barkmann (1978), Williams et al. (1966), e Whishart (1969). Per quanto riguarda invece la misura di similitudine fra due campioni basata su caratteri quantitativi, la scelta va indirizzata su un'altra serie di indici (Gleason, 1920; Odum, 1950; Ruzika, 1958; Pandeya, 1961; Ceska, 1968), tra i quali il più utilizzato è la percentuale di similitudine (PS), (Whittaker e Fairbanks, 1958), definita come

$$PS = 1 - 0,5 \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)$$

ove x_i ed y_i sono le proporzioni delle quantità totali di tutte le specie nei campioni. Molto impiegate sono anche le misure inverse di similitudine fra campioni (Williams e Lambert, 1961), alcune delle quali si rifanno alla distanza euclidea (Sokal e Sneath, 1963; Barraï, 1986b):

$$ED = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

ove x_i ed y_i sono le quantità della i -esima specie nei campioni x ed y , la cui attendibilità può venir migliorata trasformando le variabili originali in funzione di un sistema di assi ruotato su di esse, così come si può attuare mediante un'analisi delle componenti principali (Hughes, 1954; Harberd, 1962). Anche per la determinazione della similitudine tra i campioni può inoltre venir utilizzata una procedura di teoria dell'informazione, che si basa sulla misura della differenza di entropia dei campioni prima e dopo il loro raggruppamento (Orloci, 1970 e 1978b).

Similmente alla correlazione fra le specie, inoltre, anche per le similitudine fra gruppi di campioni si impiegano attualmente soprattutto tecniche di analisi multivariata, che verranno descritte in uno dei prossimi capitoli.

c) Criteri di scelta degli indici

L'elevata quantità di indici che possono essere impiegati per la determinazione delle correlazioni fra specie o della similitudine tra campioni può renderne difficoltosa la scelta. Ovviamente l'indice più adatto dipenderà dal metodo di campionamento adottato, dal carattere rilevato e dalla finalità della ricerca, ma anche con queste limitazioni si hanno a disposizione numerosi indici sui quali, almeno finora, non esistono sufficienti ricerche di merito (Goodall, 1978a). Nella scelta dell'indice più valido possono essere utilizzati i seguenti consigli:

- a) generalmente è preferibile arrivare ad una espressione quantitativa delle correlazioni o delle similitudini piuttosto che limitarsi ad un test di significatività per convalidare l'ipotesi di esistenza di relazione;
- b) a parità di altre condizioni, la scelta deve ricadere sull'indice di più facile e rapido calcolo;
- c) l'interpretazione di un indice è facilitata quando il suo valore minimo, massimo e centrale hanno un significato ben preciso;
- d) poichè l'indice viene stimato in base a dati rilevati in campo, il metodo di campionamento adottato assume un'importanza fondamentale nel determinarne la validità. E' desiderabile che il campionamento risulti privo di errori sistematici e che esso sia il più possibile indipendente dall'ampiezza dell'area di saggio.

Mentre per la determinazione della similitudine fra i campioni quest' ultima considerazione risulta spesso non eccessivamente

importante, la misura della correlazione fra le specie viene molto influenzata dalle dimensioni dell'area di saggio, che dovrebbe pertanto essere scelta con oculatezza. Per tale determinazione inoltre, è sempre preferibile l'impiego di dati quantitativi, poichè i rilievi di presenza-assenza sono maggiormente influenzati dalle dimensioni parcellari.

2.6 Metodi di classificazione

La classificazione può essere definita come il processo che ha lo scopo di definire un insieme di classi di elementi equivalenti. Nel nostro caso gli elementi potranno essere i taxa infestanti o i campioni di vegetazione infestante.

Esistono almeno due motivi che rendono interessante la classificazione per chi si occupa di vegetazione infestante. Il primo è quello legato alla possibilità di ottenere una rappresentazione sintetica dei rapporti di somiglianza floristica e strutturale tra campioni di vegetazione infestante; il secondo è quello legato alla definizione di classi che riuniscono campioni simili con alto potere di predizione nei confronti dei fattori ambientali e agronomici.

Il processo di classificazione stabilisce, come si è sopra accennato, delle relazioni di equivalenza per cui due campioni possono appartenere ad una stessa classe. I criteri per stabilire queste relazioni dipendono dai caratteri a cui il ricercatore vuole dare importanza.

I criteri più interessanti a fini agronomici considerano i seguenti caratteri:

- 1) Specie dominanti (Whittaker, 1962)
- 2) Sociazioni (Trass e Malmer, 1978)
- 3) Comunità vegetali (Braun-Blanquet, 1964, Westhoff e van der Maarel, 1978).

Ovviamente nessun approccio può vantare i meriti più esclusivi; ultimamente però è molto sentita la necessità di standardizzare il metodo di classificazione, soprattutto per rendere confrontabili gli studi eseguiti da diversi ricercatori. In questi ultimi anni si va sempre più affermando, specialmente in Europa, l'uso di criteri basati sulle comunità vegetali, rilevate con il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet. Le solidi basi teoriche del metodo e la quantità di informazioni che può fornire, utilizzabili anche da un punto di vista produttivo (Coetsee e Werger, 1975), uniti ad una relativa rapidità di rilievo e ridotta laboriosità di calcolo, rendono infatti questo metodo molto versatile, valido anche in molti campi applicati come quello agronomico (Knapp, 1948; Ellenberg, 1950, 1952; Barralis, 1970; Werger, 1974; Pignatti, 1975).

Ai fini della classificazione si utilizzano i rilievi fitosociologici formati dall'elenco completo delle specie (ed eventuali subunità) accompagnate dai valori di abbondanza-dominanza. I rilievi possono essere utilizzati come semplici elenchi di specie, considerando così la presenza-assenza delle specie in una serie di campioni; oppure nella loro totalità, considerando i dati di abbondanza-dominanza, trasformati secondo van der Maarel (1979). Si veda a questo proposito la Tab. 2.5.

Se i campioni sono stati eseguiti su aree molto eterogenee tra loro, è generalmente preferibile utilizzare dati di presenza-assenza; se i campioni derivano da situazioni più uniformi, che occorre studiare in dettaglio, è meglio ricorrere a variabili quantitative, specialmente se è presente un numero limitato di specie dominanti, come nel caso delle comunità di infestanti (Greig-Smith, 1964).

Il primo passo di una classificazione è generalmente quello di riarrangiare la matrice primaria dei dati (tabella primaria di Braun-Blanquet), ove le righe sono rappresentate dalle specie, le

colonne dai campioni (rilievi fitosociologici) ed ogni cella contiene il valore della variabile rilevata, in matrici secondarie. Queste possono essere ancora matrici "specie x rilievi" con colonne e righe però disposte in modo da mettere in rilievo la presenza di gruppi di specie differenziali (tavola differenziale), (Ellenberg, 1956), oppure si possono formare matrici "campioni x campioni" (tecnica R) o "specie x specie" (tecnica Q), in cui ogni elemento contiene un indice di similitudine o di correlazione fra le due entità a cui si riferisce (Williams e Dale, 1965).

In base ai dati delle matrici secondarie si raggrupperanno poi le diverse entità, in modo da ottenere gruppi di specie fortemente correlate fra loro o gruppi di campioni, e quindi comunità di piante, dotati di elevata similitudine (Montyka, 1947).

Per arrivare alla determinazione delle classi di vegetazione sono state proposte numerose procedure di raggruppamento (clustering), grazie soprattutto all'attuale disponibilità di calcolatori elettronici che riducono la laboriosità dei calcoli richiesti. Questi metodi possono venir suddivisi in tecniche di raggruppamento divisive ed agglomerative (Goodall, 1978b). Nelle prime si inizia a considerare l'intera serie di entità da classificare e la si divide in gruppi progressivamente più piccoli, fino ad arrivare alla formazione di una serie di gruppi più o meno uniformi nel loro interno. Nelle tecniche agglomerative invece si inizia da un'entità ed intorno ad essa si costruisce un raggruppamento di entità singole quanto più uniforme possibile; quando il grado di uniformità non è più accettabile si prende un'altra entità delle restanti e si ripete il processo.

Tra i metodi divisivi più comunemente adottati si può ricordare l'analisi dell'associazione, che suddivide l'intera serie di specie presenti nei campioni in gruppi di ordine decrescente, eseguendo, ad ogni suddivisione, un test dell'ipotesi nulla, cioè che i gruppi di specie formati costituiscono un'unica comunità

vegetale ed arrestando il processo quando tale ipotesi non viene rigettata ad un livello di significatività prestabilito (Goodall, 1953, modificato da Williams e Lambert, 1960). Noy-Meir et al. (1970) hanno dimostrato che l'attendibilità di questo metodo risulta maggiore quando viene applicato su vegetazioni ricche di specie. Altri metodi divisivi sono l'eliminazione dei devianti (Goodall, 1966), il metodo di Edwards e Cavalli-Sforza (1965) e quello di Mac Naughton-Smith et al. (1964).

I metodi agglomerativi correntemente usati sono:

- il metodo del legame singolo (Sneath, 1957)
- il metodo del legame medio (Sokal e Michener, 1958)
- il metodo del legame completo (Lance e Williams, 1967)
- il metodo della somma dei quadrati (SSA; Orloci, 1967).

Con il metodo del legame singolo un campione (rilievo) o un gruppo di campioni (rilievi) viene fuso con un altro campione o gruppo di campioni se la somiglianza tra il campione ed uno qualunque dei campioni dell'altro gruppo è la massima possibile per il campione. Il livello di similitudine al quale avviene la fusione è quindi uguale alla massima somiglianza che il campione ha con uno qualsiasi dei campioni dell'altro gruppo. Questo metodo tende ad evidenziare le somiglianze tra campioni, più che la loro differenza (Fig. 2.26a₁).

Con il metodo del legame medio il livello di similitudine al quale un campione viene legato al gruppo è uguale alla similitudine media che il campione ha con tutti i campioni dell'altro gruppo (Fig. 2.26a₂). Il metodo fornisce risultati di clustering "intermedi" tra quelli ottenibili con il legame singolo e con il legame completo.

Con il metodo del legame completo il livello di similitudine al quale un campione viene legato all'altro gruppo è uguale alla minima similitudine che il campione ha con uno qualunque dei

campioni dell'altro gruppo. Questo metodo tende ad evidenziare soprattutto le differenze tra campioni (Fig. 2.26a₃).

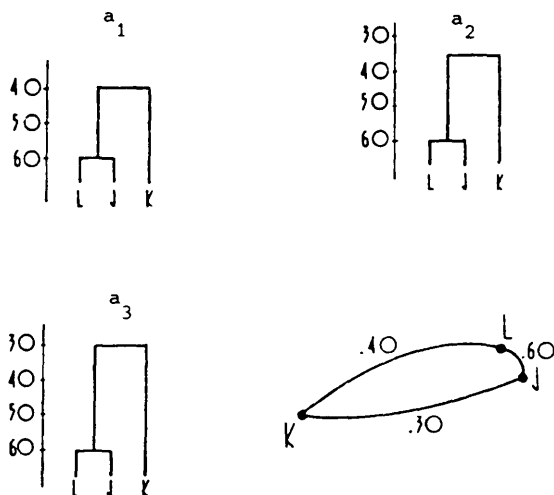


Fig. 2.26 - Dendrogrammi che esprimono la struttura di fusione di tre campioni L, J, K secondo i metodi del: (a_1) legame singolo; (a_2) legame medio; (a_3) legame completo. Le misure di similitudine tra i campioni sono rappresentate nel grafo in basso a destra.

Il metodo della "somma dei quadrati" ("sum of square analysis" SSA) viene oggi considerato tra i più adatti a gestire misure quantitative delle specie (Green, 1979). Essa determina gruppi individuando quelle combinazioni lineari fra entità (campioni o specie) che minimizzano la varianza entro gruppo e massimizzano quella fra gruppo. Il grado di associazione fra i diversi gruppi che si vengono a costituire può venir espresso dal valore della varianza residua che non viene ripartita nella suddivisione di gruppi di ordine crescente.

Un altro metodo piuttosto utilizzato sia per dati binari che per dati quantitativi si basa sull'analisi dell'informazione e raggruppa le combinazioni di campioni o di specie che comporta l'aumento minimo di entropia nei gruppi ottenuti rispetto alla situazione antecedente al raggruppamento (Godron, 1966; Orloci, 1978b; Feoli et al., 1984). Altre procedure agglomerative sono quelle proposte da West (1966) e da Hall (1967).

La classificazione delle comunità vegetali può inoltre venir facilitata dalla maggior parte dei metodi di ordinamento, che verranno descritti in seguito, fra i quali il migliore per questo scopo sembra essere l'analisi delle componenti principali (Lacoste, 1976), che permettono di ridurre le dimensionalità del sistema rendendo le caratteristiche delle comunità più facilmente individuabili (Brisse e Grandjouan, 1971; Shimwell, 1971).

La maggior parte dei metodi di classificazione portano ad una disposizione delle entità in modelli gerarchici, che possono venir rappresentati da dendrogrammi mostranti sia i passi successivi della procedura di raggruppamento adottata, sia le presunte relazioni fra i diversi gruppi individuati (Fig. 2.27 da Crawford e Wishart, 1967). Nei dendrogrammi non vi è una netta divisione tra le classi; questa deve venir stabilita mediante una regola che definisca i punti oltre i quali i rami della figura vengono considerati appartenenti a raggruppamenti diversi. Questa regola viene generalmente stabilita in modo arbitrario, in funzione dei valori delle variabili statistiche (χ^2 massimo, varianza residua, aumento di entropia, ecc.) associate alle varie suddivisioni (Williams e Lambert, 1960).

I metodi di classificazione numerica sono oggi il supporto della sistematica fitosociologica (Westhoff e van der Maarel, 1978; Fig. 2.28).

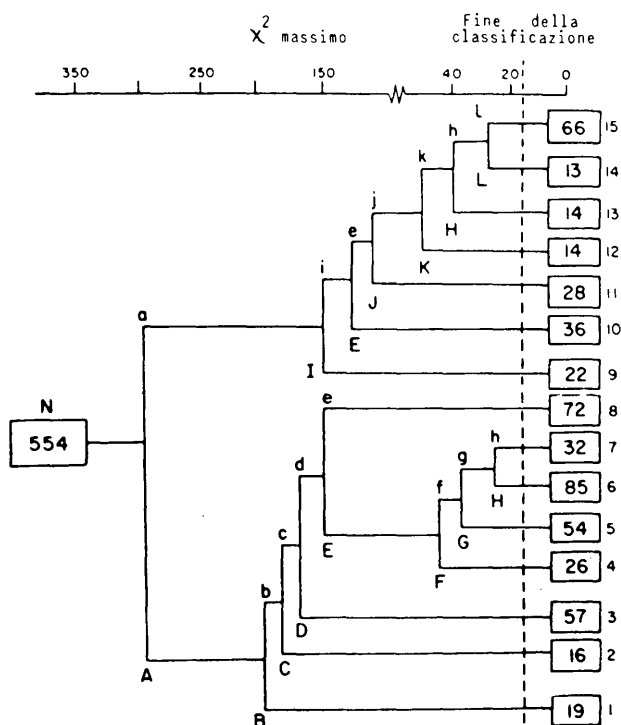


Fig. 2.27 - Dendrogramma che rappresenta la classificazione di 554 quadrati comprendenti 98 specie. I numeri nelle caselle sono i numeri dei quadrati delle classi finali; i numeri accanto alle caselle indicano il numero di riferimento di queste classi. Le lettere ai nodi rappresentano le specie sulle quali è basata una data divisione dei quadrati: la presenza di una specie è indicata da lettere maiuscole, l'assenza da lettere minuscole.

A, *Molinia caerulea*; B, *Anthoxanthum odoratum*; C, *Cirsium palustre*; D, *Rhacomitrium lanuginosum*; E, *Sphagnum* spp.; F, *Juncus acutiflorus*; G, *Myrica gale*; H, *Calluna vulgaris*; I, *Iris pseudacorus*; J, *Glaux maritima*; K, *Sagina procumbens*; L, *Alnus glutinosa* (da Crawford e Wishart, 1967).

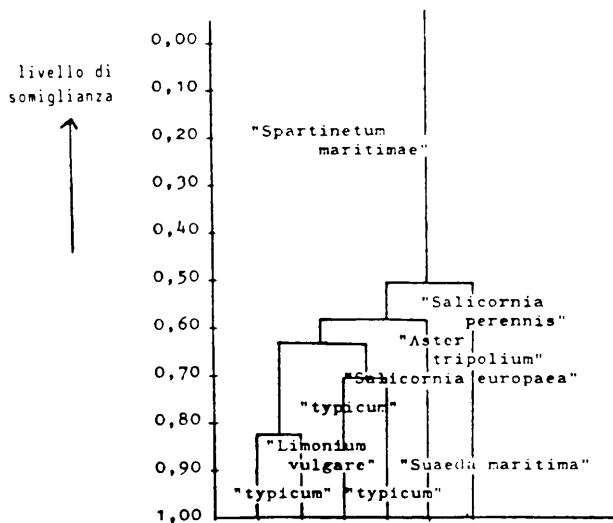


Fig. 2.28 - Dendrogramma che descrive la classificazione dei rilievi fitosociologici dell'associazione Spartinetum maritimae.

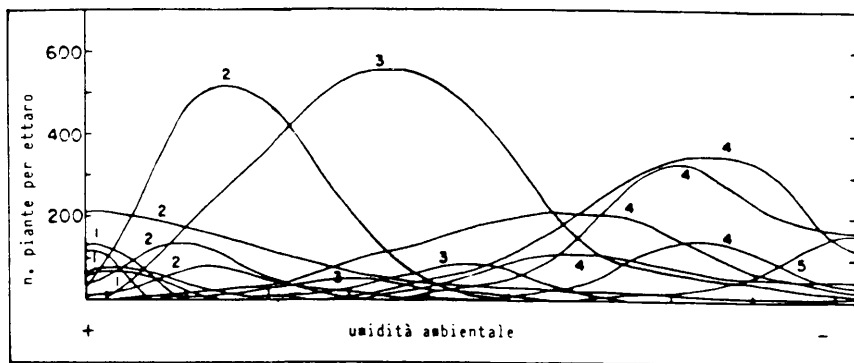


Fig. 2.29 - Distribuzione di gruppi ecologici in funzione di un gradiente di umidità; i gruppi sono: mesofite (1), sub-mesofite (2), sub-xerofite (3), xerofite (4) e xerofite estreme (5) (da Whittaker e Niering, 1965).

2.7 Metodi di ordinamento

Il termine ordinamento viene impiegato negli studi della vegetazione per indicare quelle tecniche di analisi in cui determinate entità, come caratteristiche della comunità vegetale, campioni di vegetazione o stati ambientali, vengono ordinate in funzione di una o più proprietà interne od esterne ad esse (Dagnelie, 1965; Orloci, 1978a).

Mentre nella classificazione la vegetazione è vista come un sistema discontinuo, l'ordinamento si occupa di variazioni continue sia dell'ambiente sia della vegetazione, studiate mediante analisi di gradienti. Benchè lo scopo principale dell'ordinamento sia quello di individuare le relazioni fra alcuni attributi vegetazionali e certe caratteristiche ambientali, le informazioni che si possono ottenere dalla disposizione dei campioni in una data sequenza possono anche facilitare il lavoro di classificazione delle comunità vegetali o venir utilizzate a scopo predittivo (cioè per predire gli stati della vegetazione in funzione di variabili ambientali o viceversa), che è una delle principali finalità della biologia applicata (Dale, 1980).

Se il campionamento viene eseguito in funzione di gradienti ambientali dati per scontati, allora la metodologia di analisi adottata viene definita di tipo diretto (Whittaker, 1978b). L'analisi indiretta di gradienti comporta invece la derivazione, a partire essenzialmente da misure di similitudine, di assi astratti in funzione dei quali i campioni o le specie vengono ordinati secondo una sequenza che può o meno corrispondere ad un reale gradiente ambientale (Whittaker, 1967).

Nelle analisi dei gradienti si possono utilizzare fondamentalmente tre tipi di campioni: i rilievi fitosociologici della scuola di Braun-Blanquet (Moore et al., 1970), parcelle di forma ed area standardizzate (p.es. i rettangoli contigui di 1/10

di ettaro di Whittaker e Niering, 1965), oppure campioni non parcellari della scuola del Wisconsin (Cottam et al., 1978). Nel caso di analisi dirette i campioni vanno disposti lungo "transetti" che seguono il gradiente ambientale noto, mentre per analisi indirette essi vengono generalmente presi in modo casuale. Le misure effettuate riguardano generalmente la composizione floristica dei campioni se la zona è molto eterogenea o alcuni "valori d'importanza" delle specie (biomassa, copertura, densità, ecc.) nel caso di vegetazione più uniforme. E' comunque sempre molto importante per tutti i metodi di analisi di gradienti riportare per ciascun campione anche un certo numero di caratteristiche ambientali (altitudine, esposizione, caratteristiche pedologiche, umidità del terreno, disturbi antropici, ecc.), la cui scelta dipenderà dalla finalità della ricerca e dai mezzi disponibili per il loro rilievo.

Nelle analisi dirette i campioni vengono ordinati o in base alle misure ambientali (Ellenberg, 1952; Loucks, 1962) o, quando queste non sono sufficienti a fornire chiare indicazioni sul gradiente, in base alla composizione delle comunità vegetali rilevate nei campioni (Maarel e Leertouwer, 1967), ottenendo, in questo caso, un cenocline. Per rappresentare la composizione vegetale si possono impiegare medie ponderate delle misure effettuate sui gruppi ecologici (gruppi di specie le cui distribuzioni sono concentrate nella stessa posizione lungo il gradiente) o indici di similitudine tra la composizione floristica dei campioni e quella di campioni-limite, rappresentanti gli estremi del gradiente ambientale (Lewin, 1974; Itow, 1963, Whittaker, 1967). Generalmente l'impiego della composizione vegetale risulta più efficace di qualsiasi singola misura ambientale e l'utilizzo delle medie ponderate è preferibile solo in presenza di ridotte variazioni della vegetazione lungo il gradiente (Whittaker, 1978b).

I risultati di un'analisi diretta vengono rappresentati graficamente da diagrammi di cenoclini (Fig. 2.29 da Whittaker e Niering, 1965) in cui le variazioni quantitative delle specie lungo il gradiente assumono la forma di curve a campana che possono servire a determinare numerose caratteristiche delle comunità vegetali (distribuzione, diversità, dispersione).

I metodi di analisi di gradiente indiretti comportano invece un confronto tra campioni, generalmente in base alla loro composizione floristica, ed un loro ordinamento in uno spazio a più dimensioni, in genere due, con un approccio ambientale sempre di tipo astratto ed indiretto (Shimwell, 1971). Il primo passo di un'analisi indiretta è spesso la conversione della tavola primaria in una matrice quadra "campioni x campioni" o "specie x specie", ove ogni elemento rappresenta una misura della similitudine o di correlazione fra le due corrispondenti entità, espressa mediante uno degli indici ricordati precedentemente (Crovello, 1970). Queste matrici possono venir rappresentate graficamente da plessi, in cui le distanze fra i campioni o specie sono inversamente proporzionali al loro grado di similitudine (Whittaker, 1967). Un esame visivo dei plessi può già far rilevare una certa tendenza delle entità a disporsi secondo un gradiente, la cui esistenza va però verificata con metodi di analisi più approfonditi (McIntosh, 1978). Tra i metodi di ordinamento dei campioni uno dei più semplici è l'ordinamento polare, adottato dalla scuola del Wisconsin (Cottam et al., 1978), che, prendendo in considerazione due coppie di campioni-limite, deriva da esse gli assi di uno spazio a due dimensioni nel quale si ordinano i campioni in base alla loro similitudine con le due coppie. Nonostante le numerose modifiche proposte, specialmente in relazione alla scelta dei campioni-limite (Orloci, 1978a) e dell'indice di similitudine da impiegare (Gauch e Whittaker, 1972), la struttura fondamentale di questa metodologia di ordinamento ha dimostrato di essere una delle più versatili e

meno vulnerabili (Gauch et al., 1976), tanto da risultare, anche per la relativa facilità di calcolo, competitiva nei confronti di altre procedure, più sofisticate ma più complicate (Kessel e Whittaker, 1976).

Negli ultimi anni, comunque, l'ordinamento indiretto della vegetazione viene sempre più affidato a metodologie di analisi multivariata, che hanno mostrato di poter fornire le informazioni più complete non solo per la caratterizzazione delle relazioni fra ambiente e comunità vegetali (Gittins, 1979), ma anche per scopi di classificazione (Goodall, 1954b) e per finalità predittive (Feoli, 1982).

La maggior parte delle tecniche di analisi multivariata utilizzate nello studio della vegetazione si basano su matrici secondarie di dispersione (generalmente costituite da indici di similitudine o di distanza) dei campioni o delle specie od anche di entrambi contemporaneamente (analisi delle corrispondenze). L'analisi di queste matrici, per la quale possono venir applicati diversi algoritmi, permette l'individuazione di quei fattori, o gruppi di fattori, interni od esterni al sistema, che contribuiscono maggiormente alla determinazione della variazione od alla covariazione complessiva nella serie di entità prese in considerazione (Pielou, 1969). Usualmente si utilizzano i primi due fattori o gruppi di fattori che hanno il maggior peso su tale determinazione ed in base ad essi si derivano gli assi di uno spazio a due dimensioni in cui vengono ordinate le diverse entità (Dagnelie, 1978). L'ordinamento viene eseguito mediante funzioni che esprimono la mutua similitudine delle entità in funzione degli assi, in modo da evidenziare nel modo più chiaro possibile le loro relazioni (Gittins, 1969).

Una delle più valide metodologie di analisi multivariata, quando vengono presi in considerazione dati quantitativi della vegetazione, è l'analisi delle componenti principali (PCA),

(Pielou, 1969). Essa si basa su matrici di correlazione di tipo R o Q e determina le combinazioni lineari fra le variabili (componenti) maggiormente responsabili della varianza totale del sistema mediante l'impiego di procedure di calcolo matriciale (Greenstadt, 1960; Barrai, 1986a). Si prendono poi in considerazione solo le primi due componenti principali, che dovrebbero preferibilmente contribuire per più del 50% della variazione totale, ed in base ad esse si trovano le coordinate per l'ordinamento delle diverse entità nello spazio (Greig-Smith, 1964; Shimwell, 1971). Tale ordinamento può venir rappresentato graficamente da un diagramma che visualizza la disposizione reciproca delle entità. Se queste sono costituite da campioni, una loro tendenza a raggrupparsi può rappresentare l'influenza di un certo gradiente ambientale sulle caratteristiche della vegetazione; se invece si tratta di specie una tale disposizione può fornire utili informazioni per una classificazione delle comunità vegetali (Shimwell, 1971).

Altre recenti metodologie di ordinamento si rifanno all'analisi canonica delle tavole di contingenza (Gittins, 1979; Feoli e Orloci, 1979), in cui può anche venir inclusa l'analisi delle corrispondenze (Hill, 1973, 1974; Benzecri, 1973). Quest'ultimo metodo, conosciuto anche con il termine di "reciprocal averaging" (RA), considera simultaneamente le matrici di similitudine fra campioni di vegetazione (od anche di ambienti) e di specie ed entrambe queste entità vengono ordinate su uno stesso sistema di assi che fornisce la direzione della loro massima corrispondenza, in modo da evidenziare le loro mutue relazioni (Gittins, 1979). Un esempio di come questo metodo di ordinamento possa venir proficuamente impiegato nello studio sull'influenza di pratiche agronomiche sulle comunità di infestanti viene riportato da Ferrari et al. (1984) (Fig. 2.30).

Con metodi statistici più approfonditi (Feoli e Feoli-Chiappella, 1980; Feoli et al., 1981; Orloci e Bowles, 1982)

è infine possibile arrivare alla determinazione dell'esatta relazione che lega alcuni fattori ambientali a certe variabili della vegetazione, in modo da estendere l'utilizzazione dell'ordinamento a fini più prettamente predittivi ed utilizzare le comunità vegetali come indicatrici ambientali (Daget e Godron, 1982).

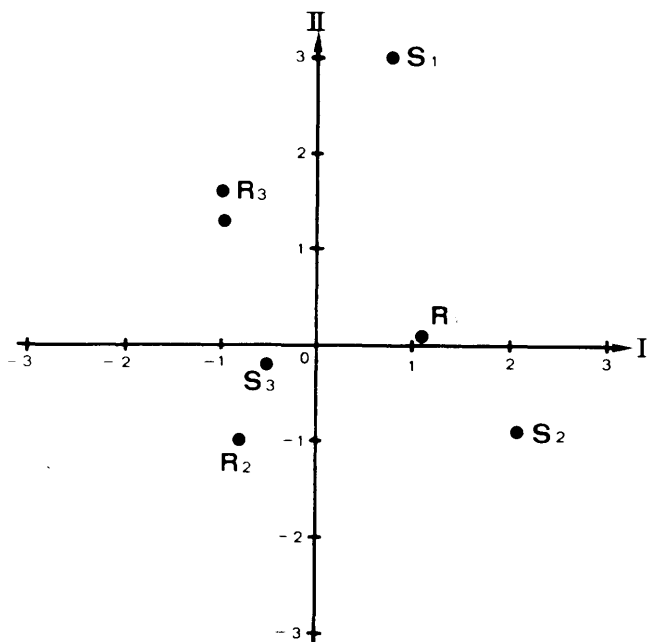


Fig. 2.30 - Ordinamento reciproco dei gruppi di specie (S) e dei gruppi delle comunità vegetali (R), associate a diverse gestioni agronomiche, adottando l'analisi delle corrispondenze. Le distanze tra i gruppi forniscono indicazioni delle corrispondenze fra i gruppi di specie ed il grado di disturbo agronomico (da Ferrari et al., 1984).

2.8 Lo studio della vegetazione infestante con il metodo di Braun-Blanquet

In altre parti di questo testo si è già richiamato il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet limitatamente al campionamento della vegetazione infestante attraverso i cosiddetti "rilievi fitosociologici". Lo studioso svizzero Josias Braun, poi J. Braun-Blanquet, nato a Coira nei Grigioni nel 1884 e morto a Montpellier nel 1980, oltre che proporre un metodo per il campionamento speditivo della vegetazione ha indicato un approccio generale per lo studio della vegetazione, dove si riassumono gli sforzi di molti studiosi precedenti, soprattutto centroeuropei. Questo approccio è stato successivamente elaborato e precisato nelle sue procedure da molti studiosi europei e nordamericani, soprattutto su basi statistiche e matematiche.

L'approccio metodologico di Braun-Blanquet si basa su tre concetti fondamentali:

- 1 - le comunità di piante sono concepite come tipi di vegetazione, riconoscibili per la loro composizione floristica. Questa esprime meglio di altre caratteristiche le relazioni con l'ambiente o con altri fattori;
- 2 - fra le specie che determinano la composizione floristica di una comunità alcune esprimono meglio di altre una data relazione. Per la classificazione pratica l'approccio considera queste specie come quelle che hanno un più efficace potere indicatore; queste sono specie diagnostiche (specie caratteristiche, specie differenziali e compagne costanti);
- 3 - le specie diagnostiche sono usate per organizzare le comunità in una classificazione gerarchica delle quali l'associazione è l'unità base.

La definizione di associazione vegetale come unità vegetazionale fondamentale e la classificazione gerarchica delle associazioni in

alleanze (-ion), queste in ordini (-etalia) e questi in classi (-etea), nonché la suddivisione delle associazioni in subunità (subassociazioni, varianti, facies) sono risultati che corrispondono a diversi livelli di dettaglio ecologico. Nelle applicazioni agronomiche i livelli gerarchici della sistematica fitosociologica, possono essere utili per precisare in modo sintetico il tipo di gestione agronomica e la vegetazione ad esso correlata; i livelli più bassi (associazione, subassociazione, varianti, facies) corrispondono inoltre ad un dettaglio ecologico utile per tipizzare situazioni determinate da uno o pochi fattori agronomici (si vedano, per es. Lorenzoni, 1979; Ferrari et al., 1984).

Lorenzoni (1979) presenta un quadro dei tipi vegetazionali sinora descritti in Italia per la vegetazione infestante le colture agrarie primaverili ed estivo autunnali. Lo stesso autore sottolinea che il quadro è in rapido mutamento e che molte comunità di infestanti, descritte nei primi lavori fitosociologici italiani sull'argomento, sono scomparse o in via di progressiva rarefazione a causa dei profondi mutamenti intervenuti nelle pratiche agronomiche.

Proprio questo fenomeno, d'altra parte, documenta il valore delle comunità infestanti come sensibili indicatori ambientali. Il lavoro dei fitosociologi si svolge attraverso la sequenza in quattro fasi:

1. Campionamento
2. Classificazione
3. Ordinamento
4. Analisi della predittività.

Il campionamento è eseguito con il cosiddetto rilievo fitosociologico (v. par. 2.2.3); la classificazione si avvale di opportuni indici di similitudine e metodi agglomerativi (metodi di legame e metodo della somma dei quadrati, già ricordati nel par. 2.6); l'ordinamento di tecniche tra le quali prevale l'analisi delle componenti principali. L'analisi della predittività, che può basarsi

su varie funzioni di correlazione, conclude il lavoro.

In base ai risultati ottenuti con i metodi di classificazione e ordinamento sono individuati i tipi vegetazionali (es.: associazioni e loro subunità) e le specie diagnostiche; l'analisi della predittività consente di correlare determinati tipi vegetazionali e le specie diagnostiche che li definiscono, a determinati ambiti di fattori ambientali.

In generale, l'analisi fitosociologica si è dimostrata assai ricca di informazione per interpretare gli effetti dei fattori agronomici sulla vegetazione infestante (Ferrari et al., 1979; Ferrari et al., 1984).

2.9 Letteratura citata

- AYYAD, M.A., 1970. Application of the point-center quarter method to the vegetation of the types of desert habitat at Marcotis.U.A.R.,13,225-234.
- BARKMAN , J.J., DOING, H. e SEGAL, S. , 1964. Kritische Bemerkungen und Vorlischlage zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot.neerl.,3 , 421-425.
- BARKEMAN, J.J., 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes, including a taxonomic survey and description of their vegetation units in Europe. Gorcum van publ., Assen, 628 p.
- BARKEMAN, J.J., 1978. Synusal approaches to classification. In "classification of plant communities". Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 111-165.
- BARRAI, I., 1986a. Introduzione all'analisi multivariata. Ed. Edagricole, Bologna, 221p.
- BARRAI, I., 1986b. Metodi di regressione e classificazione in biometria. Ed. Edagricole, Bologna.
- BARRALIS, G., 1970. Evolution de la flore adventice sur un assolement quadriennal avec ou sans désherbage chimique. Mem DEA Lab. Taxonomie exp. et Phytos. Fac. Sc., Besançon. 18p.

- BARRALIS, G., 1976, Méthode d'étude des groupements adventices des cultures annuelles: application à la Côte d'Or. In Anon ., v^{me} Coll. Int. Ecol. Biol. Mauvaises Herbes: 59-68. COLUMA, Dijon.
- BARRALIS, G. e CHADOEUF, R. , 1980. Etude de la dynamique d'une communauté adventice. I. Evolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture. Weed Res. 20: 231-237.
- BARRALIS, G., CHADOEUF, R. e GOUET, J.P., 1986. Essai de détermination de la taille de l'échantillon pour l'étude du potentiel semencier d'un sol. Weed Res., 26: 291-297.
- BEARD, J.S., 1978. The physognomic approach. In "Classification of plant communities". Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 33-64.
- BEHRENDT, S. e HANF, M., 1979. Les graminées adventices des grandes cultures. Ed. Basf, 159 pagg.
- BENZECRI, J.P., 1973. Analyse des données, Vol. II, Dunod ed., Paris.
- BEURET, E., 1980. Influence de la monoculture et des méthodes de travail du sol sur la flore adventice et le stock grainier du sol. In Anon., VI^{me} Coll. Int. Ecol. Biol. Syst. Mauvaises Herbes: 389-399. COLUMA-EWRS, Montpellier.
- BEURET, E., 1984a. Stocks grainiers des sols et pratiques culturales: le relation flore réelle-flore potentielle. Schweiz. Landw. Forsch., 23 (1/2), 89-97.
- BEURET, E., 1984b. Expression et évolution da stock grainier des sols: Influence de l'assolement et de l'époque des travaux du sol. In Anon., VII^{me} Coll. Int. Ecol. Biol. Syst. Mauvaises Herbes: 81-90. COLUMA-EWRS, Paris.
- BLACKMAN, G.E., 1935. A study by statistical methods of the distribution of species in grassland associations. Ann. Bot., London, 49, 749-778.
- BORMANN, F.H., 1953. The statistical efficiency of sample plot size and shape in forest ecology. Ecology , 34, 474-487.
- BOURDEAU, P., 1961. L'outil statistique en ecologie et sociologie vegetales. Biom-Praxim, 2, 193-216.

- BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensoziologie, Grundzuge der vegetationskunde. 3rd ed. Springer, Wien-New York, 865p.
- BRENCHLEY, W.E. e WARINGTON, K., 1930. The weed seed population of arable soil: 1. Numerical estimation of viable seeds and observation of their natural dormancy. *J. Ecol.* 18: 235-272.
- BRISSE, H. e GRANDJOUAN, G. 1971. Adaptation d'une methode de classification multivariable par similitudes a l'ecologie vegetale en milieu naturel. I, exposé de la methode. *Oecol. Pl.*, 6, 163-187.
- BYER, M.D., 1970. Interspecific plant associaton as influenced by three variables. *Ecology*, 51, 103-112.
- CAIN, S.A., 1934. A comparison of quadrat size in a quantitative phytosociology study of Nash's Wood, Posey County, Indiana. *Amer.Midl.Nat.*, 15, 529-566.
- CAIN, S.A., CASTRO, G.M. de O., 1959. Manual of vegetation analysis. Harper publ., New York, 325p.
- CANTELE, A., ZANIN, G. e ZUIN, M.C., 1986. Semplificazione delle lavorazioni e flora reale e potenziale. *Riv. di Agron.*, 20, 2-3, 288-300.
- CAPPELLETTI, C., 1976. Botanica. Vol. II, Ed. UTET.
- CESKA, A., 1968. Application of association coefficients for estimating the mean similarity between sets of vegetational releves. *Folia geobot. phytotax. bohemoslovaca*, 3, 57-64.
- CHADOEUF, R., BARRALIS, G. e LONGCHAMP, J.P., 1984. Evolution du potentiel semencier de mauvaises herbes annuelles dans un sol cultivé. In: Anon., VII^{me} Coll. Int. Ecol. Biol. Syst. Mauvaises Herbes: 63-70. COLUMA-EWRS, Paris.
- CHAMPNESS, S.S., 1949. Note on the technique of sampling soil to determine the content of buried viable seeds. *J. Brit. Grassland Soc.* 4: 115-118.
- CHANCELLOR, R.J., 1966. The identification of Weed Seedlings of Farm and Garden. Ed. Blackwell Scientific Publications - Oxford, 88 pagg.
- CLAPHAM, A.R., 1932. The form of the observational unit in quantitative ecology. *J.Ecol.*, 20, 192-197.

- CLAPHAM, A.R., 1936. Over-dispersion in grassland communities and the use of statistical methods in plant ecology. *J. Ecol.*, 24, 232-251.
- COETZEE, B.J., WERGER, M.J.A., 1975. On association analysis and the classification of plant communities. *Vegetatio*, 30, 201-206.
- COLE, L.C., 1957. The measurement of partial interspecific association. *Ecology*, 38, 226-233.
- COTTAM, G. e CURTIS, J.T., 1956. The use of distance measure in phytosociological sampling. *Ecology*, 37, 451-460.
- COTTAM, G., GOFF, F.G. e WHITTAKER, R.H., 1978. Wisconsin comparative ordination. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 185-213.
- COUPLAND, R.T., 1961. A reconsideration of grassland classification in the Northern Great Plains of North America. *J. Ecol.*, 49, 135-167.
- COVARELLI, G., 1984. Lotta alle malerbe. Rux ed, Perugia, 200p.
- CRAWFORD, R.M.H. e WISHART, D., 1967. A rapid multivariate method for the detection and classification of groups of ecologically related species. *J. Ecol.*, 55, 505-524.
- CROVELLO, T.J., 1970. Analysis of character variation in ecology and systematics. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 1, 55-98.
- DAGET, Ph. e GODRON, M., 1982. Signalement écologique et especes indicatrices. Atti Coll. "Le comunità vegetali come indicatrici ambientali". Bologna, 3 dicembre, 1982.
- DAGNELIE, P., 1962. Etude statistique d'une pelouse à Brachypodium ramosum. III, les liaisons interspecificiues. *Bull. Serv. Carte Phytogeogr. ser. B*, 7, 87-97.
- DAGNELIE, P., 1965. L'étude des communautes vegetales par l'analyse statistique des liaisons entre les especes et les variables ecologiques; principes fondamentaux. *Biometrics*, 21, 345-361.
- DAGNELIE, P., 1978. Factor analysis. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed., Junk publ, The Hague, 215-238.

- DALE, M.B., 1980. A syntactic basis of classification. *Vegetatio*, 42, 93-98.
- DAUBENMIRE, R.F., 1959. Canopy coverage method of vegetation analysis. *Nothwest Sci.*, 33, 43-64.
- DAUBENMIRE, R.F., 1968. *Plant communities : a textbook of plant synecology*. Harper e Row, New York, 300 pp.
- DAVID, F.N. e MOORE, P.G., 1954. Notes on contagious distributions in plant populations. *Ann. Bot.*, London, N.S. 18, 47-53.
- DIX, R.L., 1961. An application of the point-centered quarter method to the sampling of grassland vegetation. *J. Range Manag.*, 14, 63-69.
- DOING, K.H., 1954. L'analyse des carrè permanentes. *Acta Bot. Neerl.*, 3, 421-425.
- BU RIETZ, G.E. , 1930. Vegetationsforschung auf soziationalanalytischer Grundlage. *Handb. Biol. Arbeitsmeth.*, 11, 293-480.
- EDWARDS, A.W.F. e CAVALLI-SFORZA, L.L., 1965. A method for cluster analysis. *Biometrics*, 21, 362-375.
- ELLENBERG, H., 1950. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie - I. Unkraut-gemeinschaften als Zeiger fur Klima und Boden*. Ulmer publ., Stuttgart, 141p.
- ELLENBERG, H., 1952. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie - II. Wiesen und Weiden und ihre Standortliche Bewertung*. Ulmer publ., Stuttgart, 143 pp.
- ELLENBERG, H., 1956. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In "Einfuhrmg in die Phytologie", Walter H. ed, Ulmer publ, Stuttgart, v.4, 136p.
- ELTON, C.S., MILLER, R.S., 1954. The ecological survey of animal communities, with a pratical system of classifying habitats by structural characters. *J. Ecol.*, 42, 460-496.
- ESTABROOK, F.F., 1967. An information theory model for character analysis. *Taxon*, 16, 86-97.
- EVANS, F.C. e DAHL, E. , 1955. The vegetational structure of an abandoned field in Southeastern Michigan and its relations to environmental factors. *Ecology*, 36, 685-706.

- FAGER, E.W., 1957. Determination and analysis of recurrent groups. *Ecology*, 38, 586-595.
- FEOLI, E., ORLOCI, L., 1979. Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables. *Vegetatio*, 40, 49-54.
- FEOLI, E. e FEOLI-CHIAPPELLA, L., 1980. Evaluation methods through simulated coenoclines: some comments. *Vegetatio*, 42, 35-41.
- FEOLI, E., LAGONEGRO, M. e BIONDANI, F., 1981. Strategies in syntaxonomy: a discussion of two classifications of grassland in Friuli (Italy). In "Syntaxonomie", Dierschke H. ed., 95-107.
- FEOLI, E., 1982. Predictive use of classification and ordination methods in plant community ecology. A summary with examples. *Atti Coll. "Le comunità vegetali come indicatori ambientali"*. Bologna, 3 dicembre 1982.
- FEOLI, E., LAGONEGRO, M. e ORLOCI, L., 1984. Information analysis of vegetation data. Junk, Den Haag.
- FERRARI, C., CATIZONE, P., SPERANZA, M. e DE POLZER, S., 1979. Studio degli effetti selettivi degli ammidici e triazinici sulla vegetazione infestante le colture di mais nella pianura padano-veneta. *Not.Soc.Ital.Fitosoc.*, 15, 63-74.
- FERRARI, C., SPERANZA, M. e CATIZONE, P., 1984. Weeds and crop management in Northern Italy. *Proc. 7th Symp. on weed Biol., Ecol. and System.*
- FISHER, R.A. e YATES, F., 1978. Statistical tables for biological, agricultural and medical research. Longman ed., London.
- FORCELLA, F., 1984. A species-area curve for buried viable seeds. *Aust. J. Agric. Res.* 35: 645-652.
- FOSSATI, J. e BEURET, E., 1984. Quelques résultats sur la flore adventice de l'enquête Vaud. *Schweiz. Landw. Forsch.* 23 (1/2): 99-107.
- FREY, T.E.A., 1978. The Finnish school and Forest types. In "classification of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 81-110.
- FROUD-WILLIAMS, R.J., CHANCELLOR, R.J. e DRENNAN, S.H., 1983. Influence of cultivation regime upon buried weed seeds in arable cropping systems. *J. Appl. Ecol.* 20: 199-208.

- GAUCH, H.G. e WHITTAKER, R.H., 1972. Comparison of ordination techniques. *Ecology* 53, 868-875.
- GAUCH, H.G., WHITTAKER, R.H. e WENTWORTH, T.R., 1976. A comparative study of reciprocal averaging and other ordinations. *J. Ecol.*, 65, 157-174.
- GILBERT, N. e WELLS, T.C.E., 1966. Analysis of quadrat data. *J. Ecol.*, 54, 675-685.
- GITTINS, R., 1969. The application of ordination techniques. In "Ecological aspects of the mineral nutrition of plants", Robinson ed., Blackwell, London, 37-66.
- GITTINS, R., 1979. Ecological applications of canonical analysis. In "Multivariate methods in ecological works", Orloci, Rao, Stiliter ed., Int. Co-op. Publ. House, Burtonsville, Maryland.
- GLEASON, H.A., 1920. Some applications of the quadrat method. *Bull. Torrey Bot. Club.*, 47, 21-33.
- GLEASON, A., 1929. The significance of Raunkiaer's law of frequency. *Ecology*, 10, 406-408.
- GODRON, M., 1966. Application de la theorie de l'information à l'étude de l'homogeneite et de la structure de la vegetation. *Oecol. Pl.*, 1, 187-197.
- GOODALL, D.W., 1952a. Quantitative aspects of plant distribution. *Biol. Rev.*, 27, 194-245.
- GOODALL, D.W., 1952b. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. *Aust. J. Sci. Res. Sez. B*, 5, 1-41.
- GOODALL, D.W., 1953a. Objective methods for classification of vegetation - I. the use of positive interspecific correlation. *Aust. J. Bot.*, 1, 39-63.
- GOODALL, D.W., 1953b. Point quadrat methods for the analysis of vegetation. *Aust. J. Bot.*, 1, 457-461.
- GOODALL, D.W., 1954a. Vegetational classification and vegetational continua. *Angew. Pfl. Soziol.*, Wien, 1, 168-182.

- GOODALL, D.W., 1954b. Objective methods for the classification of vegetation - III. an essay in the use of factor analysis. Aust. J. Bot., 2, 304-324.
- GOODALL, D.W., 1966. Deviant index, a new tool for numerical taxonomy. Nature, London, 210-216.
- GOODALL, D.W., 1978a. Sample similarity and species correlation. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, Uhe Hague, 99-150.
- GOODALL, D.W., 1978b. Numerical classification. In "Classification of plant communities"; Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 247-286.
- GOUNOT, M., 1961. Les methodes d'inventaire de la vegetation. Bull. Serv. Carte Phytogeogr., Ser. B., 6, 7-73.
- GOYEAU, H. e FABLET, G., 1982. Etude du stock de semences de mauvaises herbes dans le sol: le problème de l'échantillonnage. Agron. 2: 545-552.
- GREEN, R., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley publ., New York.
- GREENSTADT, J., 1960. The determination of the characteristics roots of a matrix by the Jacobi method. In "Mathematical methods for digital computers", Ralston A., Wilf H.S. ed, Wiley publ, New York, 84-91.
- GREIG-SMITH, P., 1964. Quantitative plant-ecology. Butterworth publ., London, 256p.
- GREIG-SMITH, P., 1965. Notes on the quantitative description of humid tropical forest. In "Symposium on ecological research in humid tropics vegetation", Kuching, Sarawak, 1963, 227-234.
- GUINOCHET, M., 1973. Phytosociologie. Ed. Masson et C. ie Paris, 227 pagg.
- HALL, A.V., 1967. Studies in recently developed group forming procedures in taxonomy and ecology. Jl. S. Afr. Bot., 33, 185-196.
- HANF, M., 1980. Le erbe infestanti e le loro plantule. Ed. BASF, 347 pagg.
- HANF, M., 1982. Ackerunkranter Europas. Ed. BASF, 496 pagg.

- HARBERD, D.J., 1962. Application of a multivariate technique ecological survey. *J. Ecol.*, 50, 1-17.
- HAYASHI, I. e NUMATA, M., 1968. Ecological studies on the buried seed population of the soil as related to plant succession. V. From overmature pine stand to climax Shiiia stand. *Ecological Studies of Biotic Communities in the National Park for Nature Study 2*: 1-7.
- HESLEHURST, M.R., 1971. The point quadrat method of vegetation analysis: a ravier. *Univ. Reading Dept. Agr. Study 10*.
- HILL, M.O., 1973. Reciprocal averaging, an eingenvector method for ordination. *J. Ecol.*, 61, 237-249.
- HILL, M.O., 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Appl. Statist.*, 23, 340-354.
- HOPKINS, B., 1955. The species-area relations of plant communities. *J. Ecol.*, 43, 409-426.
- HOPKINS, B., 1957. Pattern in the plant community. *J. Ecol.*, 45, 451-463.
- HUGHES, R.E., 1954. The application of multivariate analysis to: a) problems of classification in ecology, b) the study of the interrelationships of the plant community and environment. 8th Int. Bot. Congr., Paris, Rapp. Commis. 7, 8 Sect, 16-18.
- ITOW, S., 1963. Grassland vegetation in uplands of Western Honshu, Japan, II; Succession an grazing indicators. *Jap. J. Bot.*, 18, 133-167.
- JACCARD, P., 1901. Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines. *Bull. Soc. Vand. Sci. Nat.*, 37, 241-272.
- JANSSEN, J.G.M., 1972. Detection of some micropatterns of winter annuals in pioneer communities of dry sandy soils. *Acta bot. Neerl.*, 21, 603-610.
- JAUZEIN, Ph. e MONTEGUT, J., 1983. Graminées nuisibles en agriculture. Ed. SECN-Aubervilliers, 538 pagg.
- KENDEIGH, S.C., 1954. History and evaluation of various concepts of plant and animal communities in North America. *Ecology*, 35, 152-171.

- KENOYER, L.A., 1927. A study of Raunkiaer's law of frequency. Ecology, 8, 341-349.
- KERSHAW, K.A., 1957. The use of cover and frequency in the detection of pattern in plant communities. Ecology, 38, 291-299.
- KERSHAW, K.A., 1964. Quantitative and dynamic ecology. Arnold publ., London., 183 pp.
- KESSEL, S.R. e WHITTAKER, R.H., 1976. Comparison of three ordination techniques. J. Ecol., 56, 467-482.
- KNAPP, R., 1948. Einführung in die Pflanzensoziologie - 1. Arbeitsmethoden der Pflanzensoziologie und Eigenschaften der Pflanzengesellschaften. Stuttgart, Ludwigsburg, 100p.
- KNAPP, R., 1984. Sample (relevé) areas (distribution, homogeneity, size, shape) and plotless sampling. In "Sampling methods and taxon analysis in vegetation science". Knapp R. ed, Junk publ, The Hague, 101-119.
- KOLBE, W., 1956. Korrelation statistische Probleme der Grünlandsoziologie. Inang. Diss., Landw. Fak. Rheinischen Univ. Bonn, 91p.
- KORTEKAAS, W. e MAAREL, E. van der, 1972. A numerical classification of Spartinetum vegetations. hit. Coll. Rinteln, 1972, 1-9.
- KRAJINA, V.J., 1933. Die Pflanzengesellschaften des Mlynica-Tales in den Vysoke Tatry (Hohe Tatra). Mit besonderer Berücksichtigung der ökologischen Verhältnisse. Botan.Centralbl.,Beih.,Abt.II, 50,774-957 ; 51,1-224.
- KROPAC. Z., 1966. Estimation of weed seeds in the soil. Pedobiol., 6: 105-128.
- KUBIKOVA, J. e REJMANEK, M., 1972. Notes on some quantitative methods in the study of plant community structure (point quadrat method). Preslia, 44, 154-164.
- KULCZYNSKI, St., 1928. Die Pflanzenassoziationen der Pieninen. Bull. hit. Acad. Pol. Sci. Lett., sez. B, Suppl.II, 57-203.
- LACOSTE, A., 1976. Relations floristiques entre les groupements prairiaux du Trisetum-Polygonion et les Megaphorbiales (Adenostylion) dans les Alps occidentales. Vegetatio, 31, 161-176.

- LAMBELET-HAUETER, C., 1984. Premiers résultats sur une étude floristique des mauvaises herbes du Canton de Genève. Etude de la flore d'une parcelle sous différents régimes. Schweiz. Landw. Forsch. 23 (1/2): 109-120.
- LAMBELET-HAUETER, C., 1985. Comparaisons entre flore réelle et flore potentielle en grandes cultures de la région genevoise. Candollea 40: 99-107.
- LAMBELET-HAUETER, C., 1986. Analyse de la flore potentielle, en relation avec la flore réelle, en grandes cultures de la région genevoise. Candollea 41: 299-313.
- LANCE, G.N. e WILLIAMS, W.T., 1967. A general theory of classification sorting strategies. I. Hierarchical systems. Computer J. 9: 373-380.
- LEGUIZAMON, E.S. e ROBERTS, H.A., 1982. Seed production by an arable weed community. Weed Res. 22: 35-39.
- LEVY, E.B. e MADDEN, E.A., 1933. The point method of pasture analysis. New Zealand J. Agr., 46, 267-279.
- LEWIN, D.C., 1974. The vegetation of ravine of the southern Finger Lakes, New York region. Am. Midl. Nat., 91, 315-342.
- LIETH, H. e MOORE, G.W., 1971. Computerized clustering of species in phytosociological tables and its utilization for field work. In "Spatial patterns and statistical distribution", Patil G.P., Pielou E.C., Waters W.E. eds., Penn. St. Univ. Press, 403-422.
- LORENZONI, G.G., 1979. Considerazioni sulle attuali conoscenze sulle cenosi infestanti le colture stagionali in Italia e problematica del loro inquadramento fitosociologico. Not. Fitosoc. 15: 3-20.
- LOUCKS, O.L., 1962. Ordinating forest communities by means of environmental scalars and phytosociological indices. Ecol. Monogr., 32, 137-166.
- MAAREL, E. van der, 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio, 39, 97-144.
- MAAREL, E. van der, e LEERTOUWER, J. 1967. Variation in vegetation and species diversity along a local environmental gradient. Acta bot. neerl., 16, 211-221.

- MAC NAUGHTON-SMITH, P.W., WILLIAMS, T., DALE, M.B., MOCKETT, L.G., 1964. Dissimilarity analysis, a new technique of hierarchical sub-division. *Nature*, London, 202, 1034-1035.
- MAHN, E.G., 1984. Structural changes of weed communities and populations. *Vegetatio*, 58, 79-85.
- MAHN, E.G. e HELMECKE, K., 1979. Effects of herbicide treatment on the structure and functioning of agro-ecosystems; II; structural changes in the plant community after the application of herbicides over-several years. *Agro-Ecosystems*, 5, 159-179.
- MALONE, C.R., 1967. A rapid method for enumeration of viable seed in soil. *Weeds*, 15, 381-382.
- Mc GINNES, W.G., 1934. The relation between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semiarid region. *Ecology*, 15, 263-282.
- Mc INTOSH, R.P., 1978. Matrix and plexus techniques. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed., Junk publ, The Hague, 151-184.
- MAYOR, J. e PYOTT, W.T., 1966. Buried viable seeds in two California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora. *Vegetatio*, 13, 254-282.
- MONTEGUT, J., 1982. Pérennes et vivaces nuisibles en agriculture. Ed. Inserenvelop-Aubervilliers, 414 pagg.
- MONTEGUT, J. 1984. Causalité de la répartition des mauvaises herbes, espèces indicatrices du biotope cultural. *Schweiz. Landw. Forsch.*, 23 (1/2): 15-46.
- MONTYKA, J., 1947. Sur les buts et les methodes des recherches geobotaniques. *Ann. Univ. Marie-Curie-Sktodowska*, Lublin, Suppl. I, 1-168.
- MOORE, P.G., 1953. A test for non-randomness in plant populations. *Ann. Bot.*, London, N.S., 17, 57-62.
- MOORE, J.J., FRITZSIMMONS, P., LOMBE, E. e WHITE, J., 1970. A comparison and evaluation of some phytosociological techniques. *Vegetatio*, 20, 1-20.
- MORAVEC, J., 1971. A simple method for estimating homogeneity of sets of phytosociological relevés. *Folia geobot. phytotax.*, 6, 147-170.

- MORIN, C. e WOJEWEDKA, A., 1984. Evaluation du potentiel semencier d'un sol. In: Anon., VII^{me} Coll. Int. Ecol. Biol. Syst. Mauvaises Herbes: 55-62. COLUMA-EWRS, Paris.
- MORISITA, M., 1959. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distribution patterns. Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ, Sez. E, 2, 215-235.
- MOTOMURA, I, 1952. Comparison of communities based on correlation coefficients. Ecol. Rev., 67-71.
- MULLER-DOMBOIS, D. e ELLENBERG, H., 1974. Community sampling: the relevé method. In "Aims and methods of vegetation ecology", John Wiley and Sons publ, New York, 45-66.
- NOY-MEIR, E., TADMOR, N.M. e ORHAN, G., 1970. Association analysis of desert vegetation. Israel J. Bot., 19, 561-591.
- NUMATA, M., 1949. The basis of sampling in the statistics of plant communities, III; studies in the structure of plant communities. Bot. Mag., Tokyo, 62, 35-38.
- NUMATA, M., MITSUDERA, M. 1960. Discrimination of the rank of species in a plant community. Biol. J. Nara W. Univ., 19, 57-62.
- NUMATA, M., AOKI, K. e HAYASHI, I., 1964. Ecological studies on the buried-seed population in the soil as related to plant succession. II. Particularly on the pioneer stage dominated by Ambrosia elatine. Jap. J. Ecol. 14: 224-227.
- NUMATA, M., 1982. A methodology for the study of weed vegetation. In "Biology and ecology of weeds", Holzner W., Numata, M.eds, Junk publ, The Hague, 21-34.
- NUMATA, M., 1984. Analysis of seeds in the soil. In: KNAPP, R. (éd.), Sampling methods and taxon analysis in vegetation science: 161-169. Junk, The Hague.
- OCHIAI, A., 1957. Zoogeographical studies on the soleoid fishes found in Japan and its neighbouring regions. Bull. Jap. Soc. Sci. Fis., 22, 526-530.
- ODUM, E.P., 1950. Bird populations of the Highlands (N. Carolina) Plateau in relation to plant succession and avian invasion. Ecology, 31, 587-605.
- ODUM, E.P., 1971. Fundamentals of ecology. Ed. W.B. Samders Company, 574 pagg.

- ORLOCI, R., 1967. An agglomerative method for classification of plant communities. *J. Ecol.*, 55, 193-206.
- ORLOCI, R; 1968. Definitions of structure in multivariate phytosociological samples. *Vegetatio*, 15, 281-291.
- ORLOCI, L., 1970. Analysis of vegetation samples based on the use of information. *J. Theoret. Biol.*, 29, 173-189.
- ORLOCI, L., 1978a. Ordination by resemblance matrices. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed., Junk publ., The Hague, 239-276.
- ORLOCI, L., 1978b. Multivariate analysis in vegetation research. 2nd ed., Junk, The Hague, 450p.
- ORLOCI, L. e BOWLES, J.M., 1982. Numerical methods in ecology and systematics. U.W.O. publ., London.
- PANDEYA, S.A., 1961. On some new concepts in phytosociological studies of grassland, II; community coefficient (FxC) ICC. *J. Indian Bot. Sci.*, 40, 267-270.
- PIELOU, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley Intersc. publ., New York, 286p.
- PIGNATTI, S., 1975. Pflanzensoziologie am Scheideweg. *Vegetatio*, 30, 149-152.
- POISSONET, D.S., DAGET, P.M., POISSONET, J.A. e LONG, C., 1972. Rapid piont survey by bayonet blade. *J. Range Manag.*, 25, 313.
- POLLARD, F. e CUSSANS, G.W., 1981. The influence of tillage on the weed flora in a succession of winter cereal crops on a sandy loam soil. *Weed Res.*, 21, 185-190.
- PRESTON, F.W., 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29, 254-283.
- RAUNKIAER, C., 1918. Recherches statistiques sur les formations végétales. *K.Danske Vidensk Selsk. Biol. Meddel.*, 1, 1-47.
- RAUNKIAER, C., 1928. Dominansareal, Artstaethed og Formationsdominauter. *Biol. Meddr, Selsk*, 7(1), 1-47.
- RAUNKIAER, C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Blackwell publ., Oxford, 632p.

- RICE, E.L. e KELTING, R.W., 1955. The species-area curve. *Ecology*, 36, 7-11.
- ROBERTS, H. A. e RICKETTS, M.E., 1979. Quantitative relationships between the weed flora after cultivation and the seed population in the soil. *Weed Res.* 19: 269-275.
- ROBERTS, H.A. e NEILSON, J.E., 1982. Seed banks of soils under vegetable cropping in England. *Weed Res.*, 22, 13-16.
- RUZICKA, M., 1958. Anwendung mathematisch-statistischer Methoden in der Geobotanik. *Biologia*, Bratisl, 13, 647-661.
- SCHMID, E., 1961. Erläuterung zur vegetationskarte der Schweiz. *Beitr. Geobot. Landesanst. Schweiz*, 39, 1-59.
- SHIMWELL, D.W., 1971. The description and classification of vegetation. Sidgwick, Jackson publ., London, 322p.
- SIMPSON, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, London, 163-188.
- SNEATH, P.H., 1957. The application of computers to taxonomy. *J. Gen. Microbiol.* 17: 201-226.
- SNEDECOR, G.W. e COCHRAN, W.G., 1967. Statistical methods. The Iowa Univ. Press, 593 pp.
- SOKAL, R.R. e MICHENER, C.D., 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ. Kansas Sci. Bull.*, 38, 1409-1438.
- SOKAL, R.R. e SNEATH, P.H.A., 1963. Principles of numerical taxonomy. Freeman publ., San Francisco, London, 359p.
- SORENSEN, T., 1948. A method for establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Biol. Skr., Selsk.* 5(4), 1-34.
- SPATZ, G. e SIIEGMUND, J., 1973. Eine Methode zur tabellarischen Ordination, Klassifikation und ökologischen Auswertung von pflanzensoziologischen Bestandsaufnahmen durch den Computer. *Vegetatio*, 27, 323-338.
- STOKER, G. e BERGMANN, A., 1977. Ein Modell der Dominanz-Struktur und seine Anwendung. *Arch. Natursch. Landschaftsforsch.*, 17, 1-26.

- TARWID, K., 1960. Assessment of the coincidence of ecological niches of species by estimating the probability of their concurrence in samples. *Ekol. pol., sez.B*, 6, 115-130.
- TRASS, H. e HALMER, N., 1978. North European approaches to classification. In "Classification of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 201-246.
- TUOMIKOSKI, R., 1942. Untersuchungen uber die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinland. I. Zur Methodik der Pflanzensoziologischen Systematik. *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Penn. Vanano*, 17, 1, 203 pp.
- TUXEN, R., 1970. Pflanzensoziologie als synthetische Wissenschaft. In "Vegetatiokunde als synthetische Wetenschap", Venema H.J., Donig H. Zonneveld I.S. eds., Wageningen, 5, 141-159.
- VERCESI, B., 1983. Diserbanti e loro impiego. Ed. Agricole, 491 pagg.
- VIS, F.R., 1973. Anwendungsmoglichkeiten der "Point quadrat"-Methode fur Bestandsaufnahmen bei Rausen, 4, 85-87.
- WATT, A.S., 1962. The effect of excluding rabbits from grassland (Xerobrometum) in Breckland, 1936-1960. *J. Ecol.*, 50, 181-198.
- WERGER, M.J.A., 1974. The place of the Zurich-Montpellier method in vegetation science. *Folio geobot. Phytotax.*, 9, 99-109.
- WEST, N.A., 1966. Matrix cluster analysis of mountain forest vegetation of the Oregon Cascades. *Ecology*, 47, 975-980.
- WESTHOFF, V. e MAAREL, E. van der, 1978. The Braun-Blanquet approach. In "Classification of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 287-400.
- WHITMAN, W.C. e SIGEIRSSON, E.I., 1954. Comparison of line intercept and point contact method in the analysis of mixed grass range vegetation. *Ecology*, 35, 431-436.
- WHITTAKER, R.H. e FAIRBANKS, C.W., 1958. A study of plancton copepod communities in the Columbia Basin, Southwestern Washington. *Ecology*, 39, 46-65.
- WHITTAKER, R.H., 1962. Classification of natural communities. *Bot. Rev.*, 28, 1-239.

- WHITTAKER, R.H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, New York, 147, 250-260.
- WHITTAKER, R.H. e NIERING, W.A., 1965. Vegetation of Santa Catalina Mountains, Arizona, II; gradient analysis of the south slope. *Ecology*, 46, 429-452.
- WHITTAKER, R.H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.*, 42, 207-264.
- WHITTAKER, R.H., 1978a. Approaches to classifying vegetation. In "Classification of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 1-31.
- WHITTAKER, R.H., 1978b. Direct gradient analysis. In "Ordination of plant communities", Whittaker R.H. ed, Junk publ, The Hague, 7-50.
- WILLIAMS, W.T. e DALE, M.B., 1965. Fundamental problems in numerical taxonomy. *Adv. Bot. Res.*, 2, 35-68.
- WILLIAMS, W.T. e LAMBERT, J.M., 1960. Multivariate methods in plant ecology, II, the use of an electronic digital computer for association-analysis. *J. Ecol.*, 48, 689-710.
- WILLIAMS, W.T. e LAMBERT, J.M., 1961. Multivariate methods in plant ecology - III. inverse association analysis. *J.Ecol.*, 49, 717-729.
- WILLIAMS, W.T. , LAMBERT, J.M. e LANCE, G.N., 1966. Multivariate methods in plant ecology - V. similarity analysis and information analysis. *J.Ecol.*, 54, 427-445.
- WILSON, R.G., KERR, E.D. e NELSON, L.A., 1985. Potential for using weed seed content in the soil to predict future weed problems. *Weed Sci.*, 33, 171-175.
- WINKWORTH, R.E. e GOODALL, D.W., 1962. A crosswire sighting tube for point quadrat analysis. *Ecology*, 43, 342-343.
- WISHART, D., 1969. CLUSTAN 1a User Manual. St. Andrews Computing Lab., St Andrews.
- YATES, F., 1934. Contingency tables involving small numbers and the test. *Jl. R. Statist. Soc.*, Suppl. 1, 217-235.

APPENDICE

Nome scientifico, famiglia botanica, nome popolare più frequente e codice delle principali specie infestanti

DICOTILEDONI

NOME SCIENTIFICO (1)	FAMIGLIA (1)	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE (1)	CODICE (2)
Abutilon theophrasti Medicus = <i>A. avicennae</i> Gaertner	Malvaceae	cencio molle	ABUTH
Achillea millefolium L.	Compositae	millefoglie montano	ACHMI
Adonis aestivalis L. = <i>A. phoenicea</i> (L.)Fritsch	Ranunculaceae	adonide estiva	ADOAE
Adonis annua L. = <i>A. autumnalis</i> L.	Ranunculaceae	adonide annua	ADOAN
Aethusa cynapium L.	Umbelliferae	cicuta aglina	AETCY
Agrostemma githago L. = <i>Lychnis githago</i> Scop. = <i>Githago segetum</i> Desf.	Caryophyllaceae	gittaione comune	AGOGI
Ajuga chamaepitys (L.)Schreber	Labiatae	iva artritica	AJUCH
Ajuga reptans L.	Labiatae	iva comune	AJURE
Amaranthus albus L.	Amaranthaceae	amaranto bianco	AMAAL
Amaranthus graecizans L. = <i>A. angustifolius</i> Lam. = <i>A. blitum</i> Bertol. = <i>A. sylvestris</i> Vill.	Amaranthaceae	amaranto blito-minore	AMAGR
Amaranthus chlorostachys Willd. = <i>A. hybridus</i> L.	Amaranthaceae	amaranto a spiga verde	AMACH
Amaranthus lividus L. = <i>A. viridis</i> L. = <i>A. blitum</i> L. = <i>A. ascendens</i> Loisel.	Amaranthaceae	amaranto livido	AMALI
Amaranthus retroflexus L.	Amaranthaceae	amaranto comune	AMARE
Ambrosia artemisiifolia L. = <i>A. elatior</i> L.	Compositae	ambrosia con foglie di artemisia	AMBEL
Ammi majus L.	Umbelliferae	visnaga maggiore	AMIMA
Ammi visnaga (L.)Lam.	Umbelliferae	visnaga comune	AMIVI

(1) da Pignatti S.,1982. Flora d'Italia, Edagricole, 3 vol. e per i sinonimi anche da Tutin et al.,1964-1980. Flora Europaea,Ed. Univ. Press Cambridge, 5 vol.

(2) da Hanf M.,1982 - Ackerunkrauter Europas,Ed. BASF e da Beherendt S. e Hanf M., 1979. Le graminées adventices des grandes cultures. Ed. BASF.

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Anagallis arvensis L. = <i>A. phoenicea</i> Scop. = <i>A. platyphylla</i> Baudot = <i>A. parviflora</i> Hoffmanns & Link	Primulaceae	centonchio dei campi, mordigallina	ANGAR
Anagallis foemina Miller = <i>A. coerulea</i> Schreber	Primulaceae	centonchio azzurro	ANGOO
Anchusa arvensis (L.)Bieb. = <i>Lycopsis arvensis</i> L.	Boraginaceae	buglossa minore	LYCAR
Anthemis arvensis L.	Compositae	camomilla bastarda	ANTAR
Anthemis cotula L. = <i>Maruta cotula</i> DC. = <i>Maruta fetida</i> (Lam.) S.F. Gray	Compositae	camomilla fetida	ANTOO
Aphanes arvensis L. = <i>Alchemilla arvensis</i> (L.)Scop.	Rosaceae	ventaglina di campi	APHAR
Arabis thaliana (L.) Heynh = <i>Sisymbrium thalianum</i> (L.) Gay = <i>Arabis th.</i> L. = <i>Stenophragma th.</i> Celak.	Cruciferae	arabetta comune	ARBTH
Arctium lappa L. = <i>A. majus</i> Bernh. = <i>A. chaorum</i> Klokov = <i>Lappa major</i> Gaertner = <i>L. officinalis</i> All. = <i>L. vulgaris</i> Hill.	Compositae	bardana maggiore, lappola	ARFLA
Arenaria serpyllifolia L.	Caryophyllaceae	arenaria serpillifolia	ARISE
Aristolochia clematitis L.	Aristolochiaceae	aristolochia clematite	ARPCL
Artemisia vulgaris L.	Compositae	assenzio selvatico	ARTVU
Atriplex latifolia Wahlenb. = <i>A. hastata</i> Auct.	Chenopodiaceae	atriplice comune	ATXHA
Atriplex patula L.	Chenopodiaceae	atriplice erba corregiola	ATXPA

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Bellis annua L.	Compositae	pratolina annuale	BELAN
Bellis perennis L.	Compositae	pratolina comune	BELPE
Beta vulgaris L.	Chenopodiaceae	bietola comune	BEAVX
Bifora radlans Bieb.	Umbelliferae	coriandolo puzzolente	BIFRA
Bifora testiculata L. Roth	Umbelliferae	coriandolo selvatico	BIFTE
= <i>B. flosculosa</i> Bieb.			
Buglossoides arvensis L. Johnston	Boraginaceae	erba perla minore	LITAR
= <i>Lithospermum arvense</i> L.			
Calendula arvensis L.	Compositae	fiorrancio selvatico	CLDAR
Calystegia sepium (L.) R. Br.	Convolvulaceae	vilucchio bianco	CAGSE
= <i>Convolvulus sepium</i> L.			
Capsella bursa-pastoris (L.) Medicus	Cruciferae	borsapastore comune	CAPBP
Cardamine hirsuta L.	Cruciferae	billeri primaticcio	CARHI
= <i>C. multicaulis</i> Hoppe.			
Cardaria draba (L.) Desv.	Cruciferae	lattona, cocola	CADDR
= <i>Lepidium draba</i> L.			
Carduus nutans L.	Compositae	cardo rosso	CRUNU
Centaurea cyanus L.	Compositae	fiordaliso vero	CENCY
Cerastium arvense L.	Caryophyllaceae	peverina a foglie strette	CERAR
Chaenorhinum minus (L.) Lange	Scrophulariaceae	linajola comune	CHNMI
= <i>Antirrhinum minus</i> L.			
= <i>Linaria minor</i> Desf.			
Chenopodium album L.	Chenopodiaceae	farinello comune	CHEAL
Chenopodium hybridum L.	Chenopodiaceae	farinello ibrido	CHEYH
Chenopodium polyspermum L.	Chenopodiaceae	farinello polisporo	CHEPO
Chenopodium rubrum L.	Chenopodiaceae	farinello rosso	CHERU
Chrozophora tinctoria (L.) A. Juss.	Euphorbiaceae	tornasole comune	CRZTI
= <i>Croton tinctorium</i> L.			
= <i>Tournefortia tinct.</i> O. Kuntze.			
Chrysanthemum segetum L.	Compositae	crisantemo compestre	CHYSE

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Cirsium arvense (L.) Scop. = <i>C. setosum</i> (Willd.) Bieb. = <i>C. incanum</i> (S.G. Gmelin) Fischer	Compositae	stoppione, cardo campestre	CIRAR
Cirsium vulgare (Savi) Ten. = <i>C. lanceolatum</i> (L.) Scop. = <i>C. crinitum</i> Boiss. ex DC.)	Compositae	cardo asinino	CIRVU
Conium maculatum L.	Umbelliferae	cicuta maggiore	COIMA
Consolida regalis S.F. Gray = <i>Delphinium consolida</i> L.	Ranunculaceae	speronella consolida; erba cornetta	CNSRE
Convolvulus arvensis L.	Convolvulaceae	vilucchio comune	CONAR
Coronopus squamatus (Forsskal) Asch. = <i>C. procumbens</i> Gilib. = <i>C. ruellii</i> All. = <i>Senebiera coronopus</i> (L.) Poiret.	Cruciferae	lappolina gramignola, erba stella	COPSQ
Crepis biennis L.	Compositae	radicchiella dei campi	CVPBI
Datura stramonium L.	Solanaceae	stramonio comune	DATST
Daucus carota L.	Umbelliferae	carota selvatica	DAUCA
Diplotaxis erucoides (L.) DC.	Cruciferae	ruchetta violacea	DIPER
Echium vulgare L.	Boraginaceae	viperina azzurra	EHIVU
Erodium cicutarium (L.) L'Her.	Geraniaceae	becco di grù comune, cicutaria	EROCI
Euphorbia exigua L.	Euphorbiaceae	euforbia sottile	EPHEX
Euphorbia helioscopia L.	Euphorbiaceae	euforbia calenzuola, erba verdonia	EPHHE
Euphorbia peplus L.	Euphorbiaceae	euforbia minore	EPHPE
Fallopia convolvulus (L.) Holub = <i>Polygonum convolvulus</i> L. = <i>Bilderdykia convolvulus</i> Dumort.	Polygonaceae	poligono convolvolo	POLCO
Fumaria officinalis L.	Papaveraceae	fumaria comune, fumosterno, feccia	FUMOF

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU' FREQUENTE	CODICE
Galeopsis tetrahit L.	Labiatae	canapetta comune	GAETE
Galinsoga parviflora Cav.	Compositae	galinsoga comune	GASPA
Galium aparine L.	Rubiaceae	attaccamano, attaccaveste	GALAP
Galium tricornutum Dandy = <i>G. tricorne</i> Stokes.	Rubiaceae	caglio coriandolino	GALTC
Geranium dissectum L.	Geraniaceae	geranio sbrandellato	GERDI
Geranium molle L.	Geraniaceae	geranio volgare	GERMO
Geranium rotundifolium L.	Geraniaceae	geranio malvaccino	GERRT
Heliotropium europaeum L.	Boraginaceae	eliotropio selvatico	HEOEU
Kickxia elatine (L.) Dumort. = <i>Linaria elatine</i> (L.) Miller	Scrophulariaceae	cencio minore	KICEL
Kickxia spuria (L.) Dumort. = <i>Antirrhinum spurium</i> L. = <i>Linaria spuria</i> Miller = <i>Elatinoides spurium</i> Wettst.	Scrophulariaceae	cencio molle	KICSP
Kochia scoparia (L.) Schrader	Chenopodiaceae	granata comune, belvedere	KCHSC
Lactuca serriola (L.) = <i>L. scariola</i> L.	Compositae	lattuga selvatica	LACSE
Lamium amplexicaule L.	Labiatae	falsa-ortica reniforme	LAMAM
Lamium purpureum L.	Labiatae	falsa-ortica purpurea	LAMPU
Leucanthemum vulgare Lam. = <i>Chrysanthemum leucanthemum</i> L.	Compositae	margherita	CHYLE
Malva neglecta Wallr. = <i>M. rotundifolia</i> Auct. = <i>M. vulgaris</i> Fries	Labiatae	malva domestica	MALNE
Matricaria chamomilla L. = <i>Matricaria recutita</i> L. = <i>Chamomilla recutita</i> (L.) Rauschert	Compositae	camomilla comune	MATCH
Matricaria inodora L. = <i>M. perforata</i> Merat = <i>Tripleurospermum inodorum</i> Schuttz Bip.	Compositae	camomilla senza odore	MATIN

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Mentha arvensis L. = <i>M. lapponica</i> Wahlenb.	Labiatae	menta campestre	MENAR
Mercurialis annua L.	Euphorbiaceae	mercorella comune	MERAN
Misopates orontium (L.) Rafin. = <i>Antirrhinum orontium</i> L.	Scrophulariaceae	gallinetta comune	ATHOR
Myagrum perfoliatum L.	Cruciferae	miagro liscio	MYGPE
Myosotis arvensis (L.) Hill = <i>M. intermedia</i> Link	Boraginaceae	nontiscordardime minore	MYOAR
Papaver rhoeas L.	Papaveraceae	papavero comune, rosolaccio	PAPRH
Picris echioides L. = <i>Helmintia echioides</i> (L.) Gaertner.	Compositae	aspraggine volgare	PICEC
Plantago lanceolata L.	Plantaginaceae	piantaggine minore, cinquenervi	PLALA
Plantago major L.	Plantaginaceae	piantaggine maggiore	PLAMA
Polygonum aviculare L. = <i>P. heterophyllum</i> Lindman	Polygonaceae	correggiola	POLAV
Polygonum lapathifolium L. = <i>P. nodosum</i> Pers. = <i>P. scabrum</i> Moench = <i>P. linicola</i> Sutulov	Polygonaceae	poligono nodoso	POLLA
Polygonum persicaria L.	Polygonaceae	poligono persicaria	POLPE
Portulaca oleracea L.	Portulacaceae	porcellana comune	POROL
Ranunculus arvensis L.	Ranunculaceae	ranuncolo dei campi	RANAR
Ranunculus repens L.	Ranunculaceae	ranuncolo strisciante, crescione selvatico	RANRE
Raphanus raphanistrum L.	Cruciferae	ravanello selvatico	RAPRA
Rapistrum rugosum (L.) All.	Cruciferae	miagro peloso	RASRU
Rumex acetosa L.	Polygonaceae	romice acetosa	RUMAC
Rumex acetosella L.	Polygonaceae	romice acetosella	RUMAA

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Rumex crispus L.	Polygonaceae	romice crespo	RUMCR
Rumex obtusifolius L. = <i>R. friesii</i> G. et G.	Polygonaceae	romice comune	RUMOB
Salsola kali L.	Chenopodiaceae	salsola erba-cali	SASKA
Scandix pecten-veneris L.	Umbelliferae	acicula comune	SCAPV
Scleranthus annuus L.	Caryophyllaceae	centograni annuo	SCRAN
Senecio vulgaris L.	Compositae	senecione comune	SENVU
Sherardia arvensis L.	Rubiaceae	toccamano	SHRAR
Silene vulgaris (Moench) Garcke = <i>S. inflata</i> (Salisb.) Sm. = <i>S. venosa</i> (Gilib.) Asch. = <i>S. cucubalus</i> Wibel.	Caryophyllaceae	silene rigonfia	SILVU
Sinapis arvensis L. = <i>Brassica arvensis</i> Rabenh. = <i>B. sinapistrum</i> Boiss. = <i>Sinapis orientalis</i> L. = <i>S. schkuhriana</i> Reichenb.	Cruciferae	senape selvatica	SINAR
Solanum nigrum L.	Solanaceae	erba morella	SOLNI
Sonchus arvensis L.	Compositae	grespino dei campi	SONAS
Sonchus asper (L.) Hill	Compositae	grespino spinoso	SONAR
Sonchus oleraceus L.	Compositae	grespino comune	SONOL
Spergula arvensis L. = <i>Sp. vulgaris</i> Boenn. = <i>Sp. sativa</i> Boenn. = <i>Sp. maxima</i> Weihe = <i>Sp. linicola</i> Boreau.	Caryophyllaceae	renaiola comune	SPRAR
Stachys annua (L.) L.	Labiatae	stregona annuale	STAAAN
Stellaria media (L.) Vill.	Caryophyllaceae	centocchio comune, paperina, budellina	STEME
Taraxacum officinale Weber	Compositae	tarassaco comune, dente di leone, pisciacane, soffione	TAROF

segue dicotiledoni

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU' FREQUENTE	CODICE
Thlaspi arvense L.	Cruciferae	erba storna comune	THLAR
Tordylium apulum L.	Umbelliferae	ombrellini pugliesi	TORAP
Torilis nodosa (L.) Gaertner	Umbelliferae	lappolina nodosa	TOINO
Tussilago farfara L.	Compositae	tossilaggine comune	TUSFA
Urtica dioica L. = <i>U. pubescens</i> Ledeb.	Urticaceae	ortica comune	URTDI
Urtica urens L.	Urticaceae	ortica minore	URTUR
Verbena officinalis L.	Verbenaceae	verbena comune	VEBOF
Veronica agrestis L.	Scrophulariaceae	veronica agreste	VERAG
Veronica arvensis L.	Scrophulariaceae	veronica dei campi	VERAR
Veronica hederifolia L.	Scrophulariaceae	veronica con foglie d'edera	VERHE
Veronica persica Poiret = <i>V. tournefortii</i> Gmelin = <i>V. buxbaumii</i> Ten.	Scrophulariaceae	veronica comune	VERPE
Vicia sativa L.	Leguminosae	veccia dolce	VICSA
Viola tricolor L.	Violaceae	viola del pensiero	VIOTR
Xanthium spinosum L.	Compositae	nappola spinosa	XANSP
Xanthium strumarium L. = <i>X. italicum</i> Moretti	Compositae	nappola italiana	XANST

MONOCOTILEDONI: Fam. GRAMINACEAE

NOME SCIENTIFICO	NOME POPOLARE PIU' FREQUENTE	CODICE
Agropyron repens (L.) Beauv. = <i>Elymus repens</i> (L.) Gould = <i>Triticum repens</i> L. = <i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski	gramigna comune, dente canino	AGRRE
Alopecurus myosuroides Hudson = <i>A. agrestis</i> L.	coda di topo dei campi, codetta	ALOMY
Apera spica-venti L. (Beauv.) = <i>Agrostis spica-venti</i> L.	cappellini dei campi	APESV
Avena fatua L.	avena selvatica	AVEFA
Avena sterilis L.	avena maggiore	AVEST
Bromus arvensis L.	forasacco dei campi	BROAV
Bromus hordeaceus L. = <i>B. mollis</i> L.	forasacco peloso	BROHO
Bromus rigidus Roth = <i>B. villosus</i> Forsskal = <i>B. maximus</i> Desf.	forasacco massimo	BRORI
Bromus sterilis L.	forasacco rosso	BROST
Cynodon dactylon (L.) Pers.	gramigna	CYNDA
Digitaria ischaemum (Schreber) Muehlenb = <i>D. glabra</i> R. et S. = <i>D. filiformis</i> Koeler = <i>Panicum ischaemum</i> Schreber = <i>P. glabrum</i> Gaudin = <i>P. lineare</i> auct. non L.	sanguinella	DIGIS
Digitaria sanguinalis (L.) Scop. = <i>Panicum sanguinalis</i> L. = <i>D. gracilis</i> Guss.	sanguinella comune	DIGSA
Echinochloa crus-galli (L.) Beauv.	giavone comune	ECHCG
Hordeum murinum L.	orzo selvatico	HORMU

segue Graminaeae

NOME SCIENTIFICO	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE	CODICE
Imperata cylindrica (L.) Beauv. = <i>I. arundinacea</i> Cyr. = <i>Saccharum cylindricum</i> (L.) Lam.	falasco bianco	IMPCY
Leersia oryzoides (L.) Swartz = <i>Oryza oryzoides</i> Braud.	riso selvatico	LEEOR
Lolium multiflorum Lam. = <i>L. italicum</i> A. Braun.	loglio maggiore, loglietto	LOLMU
Lolium rigidum Gaudin	loglio rigido	LOLRI
Lolium temulentum L.	zizzania	LOLTE
Panicum capillare L.	panico capillare	PANCA
Panicum dichotomiflorum Michx	panico delle risaie	PANDI
Panicum miliaceum L.	panico coltivato	PANMI
Paspalum paspalodes (Michx.) Scriber = <i>P. distichum</i> auct.	panico acquatico	PASPA
Phalaris brachystachys Link	scagliola cangiante	PHABR
Phalaris minor Retz.	scagliola minore	PHAMI
Phalaris paradoxa L.	scagliola sterile	PHAPA
Poa annua L.	fienarola annuale	POAAN
Poa pratensis L.	fienarola dei prati	POAPR
Poa trivialis L.	fienarola comune	POATR
Setaria verticillata (L.) Beauv.	pabbio verticillato	SETVE
Setaria viridis (L.) Beauv.	pabbio comune, falso panico	SETVI
Sorghum halepense (L.) Pers.	sorgagna, sorghetta	SORHA

MONOCOTILEDONI NON GRAMINACEAE

NOME SCIENTIFICO	FAMIGLIA	NOME POPOLARE PIU'FREQUENTE
Alisma plantago-aquatica L.	Alismataceae	mestolaccia comune, piantaggine acquatica
Allium vineale L.	Liliaceae	aglio delle vigne
Bolboschoenus maritimus (L.) Palla = <i>Scirpus maritimus</i> L.	Cyperaceae	lisca
Butomus umbellatus L.	Butomaceae	giunco fiorito
Cyperus difformis L.	Cyperaceae	zigolo delle risaie
Eleocharis spp.	Cyperaceae	giunchina
Heteranthera limosa Willd.	Pontederiaceae	eterantera
Heteranthera reniformis Ruiz et Pavon	Pontederiaceae	eterantera
Ornithogalum umbellatum L.	Liliaceae	latte di gallina comune
Potamogeton lucens L.	Potamogetonaceae	brasca trasparente
Schoenoplectus mucronatus (L.) Palla = <i>Scirpus mucronatus</i> L.	Cyperaceae	lisca
Sparganium erectum L. = <i>S. racemosum</i> Hudson	Sparganiaceae	coltellaccio maggiore
Typha latifolia L.	Typhaceae	lisca maggiore

Tipografía Guerra - Perugia