

Zeitschrift: Memorie / Società ticinese di scienze naturali, Museo cantonale di storia naturale
Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali ; Museo cantonale di storia naturale
Band: 5 (1995)

Artikel: Prati magri ticinesi tra passato e futuro
Autor: Antognoli, Cecilia / Guggisberg, Fredi / Lörtscher, Mathias / Häfelfinger, Sonja / Stampfli, Andreas
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-981595>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 26.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>



Prati magri ticinesi tra passato e futuro



CECILIA ANTOGNOLI
FREDI GUGGISBERG
MATHIAS LÖRTSCHER
SONJA HÄFELFINGER
ANDREAS STAMPFLI

Cecilia Antognoli, Fredi Guggisberg, Sonja Häfelfinger,
Mathias Lörtscher, Andreas Stampfli

Prati magri ticinesi tra passato e futuro

1995

Tipografia Poncioni SA - Losone

Autori

Cecilia Antognoli, Mathias Lörtscher (Istituto di zoologia, Università di Berna)
Fred Guggisberg, Sonja Häfelfinger, Andreas Stampfli (Istituto di sistematica e geobotanica, Università di Berna)

Consulenza scientifica

Otto Hegg (capoprogetto, Università di Berna), Guido Cotti (Museo cantonale di storia naturale, Lugano), Andreas Erhardt (Università di Basilea), Alessandro Fossati (Museo cantonale di storia naturale, Lugano), Jürg Zettel (Università di Berna), Heinrich Zoller (Università di Basilea)

Testi originali

Italiano cap. I/1, cap. I/9, cap. II/2

Tedesco cap. I/2-8, cap. II/1, 3-5.

Traduzioni in italiano Cecilia Antognoli, Bellinzona; in francese AQUARIUS, Neuchâtel; in inglese Natalie Baumann-Stadelmann, Berna

Titoli e referenze delle traduzioni

Tedesco Tessiner Magerwiesen im Wandel. Schriftenreihe Umwelt Nr. 246, BUWAL, Dokumentationsdienst, 3003 Bern

Francese Prairies maigres tessinoises en mutation. Cahier de l'environnement no. 246, OFEFP, Service de documentation, 3003 Bern

Copertina

Gestione agricola tradizionale e rimboschimento naturale sul Monte Generoso. Riprese aeree riprodotte con l'autorizzazione dell'Ufficio federale di topografia del 19 maggio 1995 (LK 296 NE, 09, 8345, 10-7-67 / LK 296 NE, 01, 4393, 16-6-77 / LK 296 NE, 20, 0510, 13-6-89).

Pubblicato con il contributo del Cantone, in occasione dell'Anno europeo della conservazione della natura, e della Confederazione, tramite l'Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio

Società Ticinese di Scienze Naturali, Lugano.
Memorie vol. V

Presentazione

I prati magri (noti anche come prati secchi) costituiscono biotopi di grande interesse naturalistico per la ricchezza di specie animali e vegetali e per la particolarità delle loro biocenosi, e sono quindi aree meritevoli di protezione. Per questi motivi nel 1987 il Cantone fece eseguire da un gruppo dell'Università di Berna un censimento dei prati magri ticinesi.

Apparve tuttavia chiaro anche da questo censimento che la situazione, la valutazione e la gestione di questo patrimonio erano complesse e richiedevano conoscenze ben maggiori di quelle allora disponibili. Fu dunque elaborato un progetto di ricerca multidisciplinare che associava agli studi di base anche indagini applicative, con lo scopo di giungere a definire con criteri scientifici un concetto di gestione e protezione dei prati magri ticinesi. Il testo che viene qui presentato è la sintesi finale di questo lavoro protrattosi per sei anni, condotto da un folto gruppo di ricercatori (parecchi dei quali ticinesi) guidati dal prof. O. Hegg dell'Università di Berna con la collaborazione del prof. H. Zoller (Università di Basilea) e del Museo cantonale di storia naturale (dr. G. Cotti) e sostenuto finanziariamente dal Cantone, dal Fondo nazionale svizzero per la ricerca scientifica, dalla Confederazione e dalla Lega svizzera per la protezione della natura (Sezione Ticino).

In questa indagine l'interdisciplinarietà non è stata, come spesso accade, soltanto giustapposizione di studi in settori diversi, ma, attraverso un continuo dialogo e confronto tra i ricercatori, reale interazione, come traspare chiaramente da questa sintesi. Essa conferma anzitutto l'importanza dei prati magri per la biodiversità, specificandone le particolarità regionali e sottolineandone la complessa dinamica.

Documenta anche l'assoluta necessità di fondare la protezione e la gestione dei biotopi su conoscenze scientifiche approfondite nel maggior numero possibile di settori, evidenziando le diversità tra i vari gruppi di organismi nei loro rapporti con l'ambiente.

Sottolinea in tal modo la complessità della protezione, che, lungi dall'esaurirsi nell'atto passivo del "non nuocere", deve, soprattutto in casi come questi, necessariamente prolungarsi nell'intervento attivo di gestione.

E infine dimostra come ciò sia possibile soltanto se vengono stabiliti con chiarezza gli obiettivi precisi di tale protezione nei singoli e diversi casi concreti.

Il 1995, secondo Anno europeo della conservazione della natura, è dedicato in Svizzera al tema della biodiversità. La STSN è particolarmente lieta di poter partecipare all'importante evento con questa pubblicazione, i cui costi sono coperti dal Cantone (attraverso il programma cantonale per l'AECN) e dalla Confederazione (tramite l'Ufficio federale per l'ambiente, la foresta e il paesaggio).

Dimostrando una volta ancora l'incompatibilità tra la meravigliosa complessità della natura e l'illusoria facilità delle ricette per la sua protezione, ma mettendo nel contempo a disposizione un'ampia e preziosa messe di elementi di conoscenza e di giudizio, questa lunga e appassionata ricerca ha reso servizio alla scienza e a quella armoniosa convivenza tra uomo e natura che il Ticino ha assunto per motto dell'Anno europeo per la conservazione della natura. Dobbiamo esserne grati a tutti quanti vi hanno contribuito.

Delegato del Cantone Ticino
per l'Anno europeo della conservazione della natura

Guido Cotti

Prefazione

I prati magri e i pascoli sono di grande interesse per la protezione della natura. Innumerevoli specie animali e vegetali minacciate dipendono obbligatoriamente da essi. Secondo la Lista rossa delle piante vascolari minacciate in Svizzera, del 1991, il 40% delle specie dei prati magri secchi sono minacciate o in pericolo di estinzione. In questo secolo, il 90% dei prati falciati su suoli magri e secchi sono scomparsi. Le maggiori perdite sono da imputare alle necessità di estensione della coltivazione agricola durante la seconda guerra mondiale. L'intensificazione della produzione agricola e l'espansione degli agglomerati sui versanti soleggiati esposti a sud hanno causato, durante gli ultimi quattro decenni, un ulteriore regresso di questi biotopi. Negli ultimi anni infine, l'abbandono delle superfici marginali è stato un'altra causa della silenziosa scomparsa dei prati magri. Nel cantone Ticino questo processo si è manifestato già a partire dagli anni '50. Nella maggior parte dei casi, le superfici abbandonate vengono dapprima occupate da cespugli, ed evolvono in seguito verso il bosco.

I prati magri sono quindi tra i biotopi più minacciati della Svizzera. La loro protezione è urgentemente necessaria e giuridicamente essa è stabilita dall'articolo 18 della legge federale del 1° luglio 1966 sulla protezione della natura e del paesaggio (LPN). La panoramica sui prati e pascoli secchi della Svizzera, in corso di elaborazione su mandato della Confederazione, fornirà gli elementi essenziali per un procedimento uniforme a livello svizzero in materia di conservazione di questi preziosi biotopi.

Dobbiamo prendere conoscenza del fatto che tutti gli sforzi intrapresi per la protezione della natura a livello statale o privato, non hanno finora modificato l'evoluzione in corso a favore della salvaguardia della diversità biologica. La diversità dei biotopi e delle specie che vi vivono diminuisce continuamente in modo allarmante. Le esperienze degli ultimi anni hanno mostrato che la salvaguardia di una superficie ecologicamente pregiata non è assicurata dalla sua inclusione in un inventario federale e dalla stipulazione di un contratto di gestione. Per adempiere al mandato della Convenzione sulla diversità biologica, sottoscritta a Rio de Janeiro nel 1992 e alla quale anche la Svizzera ha aderito, sono necessari nuovi approcci di natura sia metodologica che psicologica e politica. Un modo di procedere basato sulla partecipazione di tutti gli interessati alla ricerca delle soluzioni, deve rendere trasparente, comprensibile e ripetibile la protezione della natura decretata dallo Stato. A questo proposito spetta alla scienza una particolare responsabilità. Essa deve, da una parte, spiegare le relazioni del complesso meccanismo di un ecosistema e studiare le cause dei cambiamenti. D'altra parte, essa deve partecipare in misura maggiore, rispetto a quanto fatto finora, alle discussioni e alla valutazione degli obiettivi e delle relative misure in materia di protezione della natura e del paesaggio. Tutto questo non può essere studiato esclusivamente in laboratorio. Se la scienza vuol continuare a dare un contributo alla soluzione dei problemi concreti e attuali della nostra società, essa dovrà spostarsi sempre più sul terreno, nel luogo dove i processi hanno luogo.

Il progetto "Prati e pascoli magri del Ticino", sostenuto dal Fondo nazionale svizzero per la ricerca scientifica, dal cantone Ticino, dalla Sezione Ticino della Lega svizzera per la protezione della natura e dall'Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio, risponde in modo ottimale a queste esigenze. Detto progetto può essere considerato esemplare per quanto riguarda la collaborazione tra scienza, protezione della natura, agricoltura e gestori dei prati magri. Durante nove anni e per la prima volta in tale misura, esperti e studenti di varie discipline hanno studiato le caratteristiche fondamentali degli ambienti a prato magro del cantone Ticino, particolarmente toccati dall'abbandono. L'interesse è stato incentrato, oltre che sull'acquisizione di nuove conoscenze scientifiche, sull'elaborazione di strategie e metodi per la conservazione e lo sfruttamento sostenibile degli oggetti di studio. I rappresentanti della scienza e delle autorità cantonali e federali hanno potuto discutere in comune i risultati scientifici delle conseguenze dell'abbandono e, coinvolgendo anche i gestori, sviluppare le

misure necessarie per una gestione adeguata dei prati in parola. La protezione e la cura di questi ambienti minacciati risultano così sostenute dal convincimento di tutti gli interessati, che si tratta di conservare un'eredità naturale e culturale di inestimabile valore. Ai partecipanti a questo lungo e difficile processo devono essere riconosciuti apprezzamenti e ringraziamenti per il grande impegno profuso.

Con la pubblicazione di questo rapporto di sintesi si spera di stimolare l'esecuzione di ricerche interdisciplinari simili, orientate all'applicazione e altrettanto complete, anche in altre regioni della Svizzera.

Ufficio federale dell'ambiente,
delle foreste e del paesaggio

Aldo Antonietti, Vicedirettore

Sommario

IL PROGETTO PRATI MAGRI TICINESI	11
PARTE I UTILIZZO, SUCCESSIONE ECOLOGICA E BIODIVERSITÀ	15
1 Breve storia e sviluppo dell'agricoltura di montagna e del paesaggio rurale ..	17
1.1 Agricoltura di montagna	17
1.2 Paesaggio rurale.....	21
2 Prati magri e abbandonati della fascia montana del Ticino, una panoramica geobotanica e zoologica	27
2.1 Vegetazione	27
2.1.1 Introduzione	27
2.1.2 Confronto generale tra prati gestiti e prati abbandonati.....	28
2.1.3 Prati magri e prati concimati magri	31
2.1.4 Prati abbandonati.....	37
2.2 Associazioni di invertebrati	44
2.2.1 Premessa.....	44
2.2.2 Ricchezza di specie	46
2.2.3 Biogeografia ed ecologia	47
2.2.4 Fauna stazionale caratteristica	48
2.2.5 Riassunto	52
2.3 Conoscenze faunistiche attuali e grado di pericolo delle specie animali e vegetali	52
3 Fluttuazioni della vegetazione dei prati magri di origine climatica	57
4 Cambiamenti della vegetazione causati dall'apporto di sostanze nutritive..	61
4.1 Storia della concimazione e apporto di sostanze nutritive dall'atmosfera	61
4.2 Effetti della concimazione	63
4.2.1 Influssi a corto termine sulla vegetazione.....	63
4.2.2 Influssi a corto termine sulle popolazioni	64
4.2.3 Morfologia delle piante dei prati magri e dei prati concimati	69
4.3 Sostanze nutritive e ricchezza floristica.....	69
5 Cambiamenti della vegetazione dopo la cessazione della gestione agricola..	71
5.1 Successione secondaria.....	71
5.2 Evoluzione della composizione floristica dei prati magri del Ticino settentrionale	73
5.3 Modelli di successione secondaria nei prati del Ticino	79
6 Effetti dell'abbandono sulle comunità di invertebrati	85
6.1 Premesse.....	85
6.2 Patrimonio faunistico complessivo.....	85
6.3 Gradiente di diversità.....	88
6.4 Singole specie	90
6.5 Riassunto	93
7 Ripristino di un prato magro ricco di specie da una superficie abbandonata ..	95
7.1 Prati abbandonati dominati da <i>Molinia arundinacea</i> (Monte San Giorgio)	96
7.2 Prati abbandonati dominati da <i>Brachypodium pinnatum</i> (Monte Generoso)	97
7.3 Possibilità di persistenza delle graminacee dominanti	98

8	Distribuzione degli invertebrati e utilizzazione dell'ambiente	101
8.1	Introduzione	101
8.2	Microdistribuzione	101
8.3	Effetto margine	105
8.4	Distribuzione nel paesaggio rurale	105
8.5	Effetti dello sfalcio	108
8.6	Riassunto	111
9	Prati magri e agricoltura	113
9.1	I prati magri nell'azienda agricola	113
9.2	Il foraggio	115
9.3	Analisi aziendale	116
	 PARTE II OBIETTIVI, STRATEGIE E METODI PER LA SALVAGUARDIA DELLA DIVERSITÀ BIOLOGICA	119
1	Obiettivi e strategie	121
2	Basi legali e organizzazione attuale.....	124
2.1	Basi legali	124
2.2	La tutela dei prati magri nel Ticino	125
3	Valutazione	126
3.1	Criteri per la valutazione degli ambienti	127
3.2	Valutazione delle superfici di studio e delle unità di vegetazione	129
3.2.1	Località e superfici di studio.....	129
3.2.2	Vegetazione dei prati gestiti e dei prati abbandonati	131
3.3	Esempio di utilizzazione del sistema a premi	134
3.4	Conclusioni	134
4	Metodi di gestione e di cura	136
4.1	Sfalcio	136
4.2	Pascolo	137
4.3	Concimazione	140
4.4	Fuoco.....	140
4.5	Altri metodi	141
4.6	Conclusioni	141
5	Controlli di riuscita	143
	 RIASSUNTO / ZUSAMMENFASSUNG / RÉSUMÉ / SUMMARY	145
	BIBLIOGRAFIA.....	149
	GLOSSARIO	162
	APPENDICE.....	167
A	Ricerche sperimentali a lungo termine	168
B	Le superfici di studio del programma-base.....	170
C	Lista delle pubblicazioni scientifiche e dei rapporti elaborati nell'ambito del Progetto prati e pascoli magri del Ticino.....	171

G Glossario

Il simbolo ^G indica i concetti che vengono definiti nel glossario

Nomenclatura

La nomenclatura delle specie vegetali citate segue BINZ & HEITZ (1990); quella degli eterotteri GÜNTHER & SCHUSTER (1990); quella degli aracnidi HÄNGGI (1993b) e MAURER & HÄNGGI (1990); quella dei carabidi MARGGI (1992); quella degli ortotteri NADIG & THORENS (1991); quella dei diplopodi PEDROLI-CHRISTEN (1993); infine la nomenclatura delle specie di lepidotteri diurni segue SBN (1987).

Ringraziamenti

Ringraziamo le seguenti persone per i contributi scientifici, le discussioni costruttive o la lettura critica dei manoscritti: Lorenzo Besomi, Robert Brügger, Walter Dietl, Beat Fischer, Nadine Gerber, Andreas Gigon, René Güttinger, Ambros Hänggi, Barbara Jäggin, Catherine Kost, Edith Madl Kubik, Werner Marggi, Guido Maspoli, Gregor Nyffeler, Achim Otto, Ariane Pedroli-Christen, Hansueli Pestalozzi, Emilio Piattini, Monica Pusterla, Bea Schwarzwälder-Linz, Kathrin Studer-Ehrensberger, Sibylle Studer, Antonio Valsangiacomo, Astrid Vassella, Hans-Jakob Zopfi, Fredy Züger

Ringraziamo inoltre le colleghe e i colleghi, i contadini ticinesi e tutte le altre persone che ci hanno aiutato nei nove anni di lavoro, contribuendo così alla buona riuscita del Progetto prati e pascoli magri del Ticino.

Il Progetto prati e pascoli magri ticinesi è stato finanziato da:

- Fondo nazionale svizzero per la ricerca scientifica (3.554-0.86 / 31-9096.87 / 31-30055.90 / 31-39431.93)
- Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio (UFAFP)
- Cantone Ticino, Museo cantonale di Storia naturale, Lugano
- Cantone Ticino, Ufficio per la protezione della natura, Bellinzona
- Lega svizzera per la protezione della natura (LSPN), Sezione Ticino
- Fondo lotteria intercantonale del Canton Berna
- Fondo lotteria intercantonale del Cantone Ticino

IL PROGETTO PRATI MAGRI TICINESI

... l'esigenza fondamentale per la conservazione della diversità biologica consiste nella conservazione "in situ" degli ecosistemi e degli habitat naturali e nel mantenimento e nella ricostituzione delle popolazioni di specie nei loro ambienti naturali, ...

da: Preambolo della Convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica di Rio de Janeiro del 5 maggio 1992.

A partire dagli anni 70, gli ambienti scientifici e le associazioni il cui scopo è la protezione della natura hanno iniziato ad interessarsi in modo sempre più approfondito dei prati seminaturali gestiti estensivamente dall'agricoltura tradizionale^G. Tale interesse fu suscitato dalla consapevolezza della ricchezza biologica di questi ecosistemi^G, dalla loro importanza paesaggistica e dalla constatazione che andavano sempre più scomparendo (Wolkinger & Plank 1981). La loro diminuzione ebbe inizio nelle zone di pianura dell'area medio-europea; oggi sono diventati più rari anche nella regione delle Prealpi e delle Alpi. La rarità dei prati magri e il costante pericolo di una loro definitiva scomparsa dal paesaggio rurale hanno aumentato la considerazione di cui già godevano, tanto da essere riconosciuti quali ecosistemi degni di tutela dalle legislazioni di diversi Stati europei, tra cui la Svizzera.

La diminuzione delle praterie naturali estensive nei comprensori territoriali marginali, ha causato un marcato aumento delle superfici in via di rimboschimento naturale (successione secondaria^G) e del bosco. A partire dagli anni 80 ci si è maggiormente interessati anche di queste superfici agricole abbandonate, che offrono rifugio temporaneo a molte specie animali e vegetali minacciate di estinzione. Nel Ticino il bosco occupa già più del 50% del territorio; la perdita di ulteriori superfici aperte comporterebbe una ulteriore diminuzione della diversità paesaggistica e biologica del territorio stesso.

I prati magri sono ecosistemi seminaturali^G originati dalle attività agricole tradizionali, principalmente dal pascolo e dallo sfalcio. Le associazioni vegetali tipiche di questi prati sono caratteristiche dei suoli con scarsità di sostanze nutritive e sottoposti a siccità periodica. Per indicare questi ecosistemi vengono usati diversi termini, che rispecchiano il punto di vista di chi li osserva. I prati leggermente concimati, cresciuti quindi su suoli più ricchi di sostanze nutritive, in fitosociologia vengono definiti prati pingui. Dal punto di vista agricolo vengono invece collocati, a causa del loro scarso rendimento foraggero, tra i prati magri. Oggi, soprattutto negli inventari, si usano spesso come sinonimi i termini di prato magro e prato secco, anche se quest'ultimo si riferisce in senso stretto ad una associazione fitosociologica ben precisa.

Lo studio che sta alla base di questa pubblicazione ha interessato anche prati su suoli freschi e leggermente concimati, perciò è stato preferito il termine più generale di prato magro. Tra i prati magri vengono quindi inclusi in questo caso anche i prati magri, leggermente concimati, dei suoli più freschi.

Dopo l'entrata in vigore della Legge federale sulla gestione del suolo in condizioni difficili (LCGA 1980) e della relativa Ordinanza d'applicazione (OCGA 1980, modifica 1989), i cantoni svizzeri hanno elaborato alcuni inventari dei biotopi da proteggere, per applicare la legislazione federale. Il Ticino ha fatto allestire l'Inventario dei prati secchi ticinesi (IPS) nel 1987, dall'Istituto di sistematica e geobotanica dell'Università di Berna. In questo inventario vengono menzionati 1713 oggetti degni di protezione, che coprono una superficie globale di circa 450 ha. Gli oggetti sono stati individuati e valutati, grazie ad una chiave appositamente elaborata, da un gruppo di botanici che ha percorso durante le stagioni vegetative 1985 e 1986 l'intero territorio cantonale.

La protezione e la gestione dei prati magri non può essere considerata esaurita con l'allestimento di una lista di oggetti meritevoli di protezione! È per contro necessario definire esattamente gli scopi e gli obiettivi della protezione, indicare gli interventi pratici di gestione e cura degli oggetti protetti, nonché i controlli di riuscita necessari alla verifica periodica degli obiettivi e al miglioramento degli interventi di gestione. Il raggiungimento degli scopi prefissati dipende dalla realizzazione di tutte queste tappe ed è condizionato dalle conoscenze scientifiche sui prati magri con le loro componenti biotiche, abiotiche, nonché delle relazioni tra di esse.

Durante il censimento dei prati magri effettuato per allestire l'Inventario cantonale dei prati secchi (1987), è nata l'idea del nostro progetto di ricerca. Nel 1987 si sono effettuati studi preliminari della durata di cinque mesi per l'elaborazione del progetto. Tra il 1988 ed il 1995 è poi stato realizzato lo studio vero e proprio, durante il quale 20 persone hanno realizzato nove ricerche di dottorato, sei lavori di diploma, parecchie pubblicazioni scientifiche e rapporti interni non pubblicati. I ricercatori coinvolti sono stati coadiuvati da esperti scientifici esterni, da rappresentanti dell'Amministrazione cantonale e federale e da rappresentanti di ambienti interessati al problema. A questo progetto scientifico hanno così lavorato botanici, zoologi e agronomi specializzati in diverse discipline. La visione differenziata degli oggetti di studio, presentata in questo documento, è frutto della stretta collaborazione tra i ricercatori delle diverse discipline.

Il Progetto prati e pascoli magri ticinesi è dunque nato con due obiettivi:

- elaborare conoscenze scientifiche di base relative all'ecologia dei prati magri ricchi di specie;
- proporre metodi e strategie per uno sfruttamento sostenibile e per la protezione dei prati magri ancora gestiti e dei prati magri già abbandonati.

Il documento presentato in questa Memoria della Società ticinese di scienze naturali, è composto da due parti principali. La prima parte vuole essere una sintesi dei risultati scientifici, ottenuti attraverso approcci scientifici diversi. Le ricerche svolte con metodi descrittivi hanno permesso di rilevare e strutturare un importante settore della diversità delle associazioni di organismi e delle specie, comprendendo pure la loro dinamica. Le ricerche svolte invece con metodi sperimentali hanno permesso di analizzare gli influssi antropici sulle associazioni vegetali e sulle popolazioni di alcune specie animali e vegetali. La seconda parte invece si occupa degli obiettivi e delle strategie per la conservazione della biodiversità dei prati magri e dei prati abbandonati del Ticino. Questa parte rispecchia le idee del gruppo di redazione, che sono il risultato di un decennio di esperienze fatte in ambito scientifico, della protezione della natura e agricolo e che sono state elaborate in occasione di visite sul terreno, seminari e discussioni con i rappresentanti dell'amministrazione e con i contadini ticinesi.

Nell'appendice sono raccolte una descrizione delle superfici di studio del progetto e una lista delle pubblicazioni scientifiche, delle ricerche di dottorato, dei lavori di diploma e di licenza, nonché dei rapporti interni non pubblicati. Tutte le pubblicazioni scientifiche, le liste complete

delle specie censite, la descrizione più dettagliata delle superfici di studio e i dati non ancora pubblicati possono essere consultati presso il Museo cantonale di storia naturale a Lugano, l'Istituto di sistematica e geobotanica dell'Università di Berna e presso l'Ufficio federale dell'ambiente, della foresta e del paesaggio (UFAP) a Berna.

Questa pubblicazione, che rappresenta l'atto finale del Progetto prati e pascoli magri ticinesi, è stata redatta da un gruppo di cinque collaboratori, che hanno svolto ricerche personali nell'ambito del progetto. Durante l'elaborazione e la stesura del testo ci si è preoccupati di trovare il massimo di collaborazione e interazione: ogni capitolo, pur se coordinato e redatto da uno degli autori, è infatti stato ideato, pensato e discusso da tutto il gruppo di redazione.

Siamo coscienti che i temi di studio non sono esauriti e che le risposte, sia ai quesiti scientifici sia ai problemi pratici legati all'applicazione delle normative in materia di protezione dei prati magri, non sono complete. Speriamo però di dare un contributo e uno stimolo alla salvaguardia di questi ecosistemi, che rappresentano un tassello prezioso del nostro ambiente e del nostro spazio socioculturale.

PARTE I

Utilizzo, successione ecologica e biodiversità

1 BREVE STORIA E SVILUPPO DELL'AGRICOLTURA DI MONTAGNA E DEL PAESAGGIO RURALE

C. Antognoli

Le difficoltà attuali dell'agricoltura di montagna ticinese hanno origini lontane. Ai fattori ambientali sfavorevoli si sono aggiunti fattori strutturali e sociali che, durante il 1800 e all'inizio del 1900, hanno favorito lo spopolamento delle valli e il passaggio ad altra attività della maggior parte degli agricoltori. Così nel Ticino, come in altre regioni alpine, si è assistito ad un progressivo e importante abbandono delle attività agricole nelle valli. Nei fondovalle si è invece avuta una crescente intensificazione e industrializzazione agricola, accompagnate da una forte urbanizzazione. Questi fenomeni hanno inciso e mutato il paesaggio rurale ticinese.

I prati da sfalcio, oggetto di studio del progetto, sono ecosistemi^G seminaturali^G di origine antropica, creati e mantenuti grazie all'agricoltura tradizionale^G. Si tratta perciò di ecosistemi caratteristici del paesaggio agroforestale ticinese, così come di quello europeo.

Ci sembra opportuno introdurre brevemente l'evoluzione e alcuni problemi dell'agricoltura di montagna^G ticinese, che garantisce ancora oggi la gestione dei prati magri. Risulterà così più facile capire la situazione attuale di questi ecosistemi, nonché alcune problematiche legate alla loro corretta gestione in vista di un'efficace conservazione.

L'aspetto paesaggistico^G della conservazione dei prati magri è stato inoltre solo marginalmente toccato da questo studio. Pensiamo però sia importante, soprattutto in fase di sintesi, affrontare brevemente questo aspetto che ci permette anche di accennare ai rapporti tra agricoltura e turismo.

1.1 AGRICOLTURA DI MONTAGNA

L'agricoltura di montagna ticinese opera in condizioni difficili; diversi fattori ambientali, che ne determinano le condizioni di attività, risultano infatti sfavorevoli: ad esempio la conformazione del terreno accidentato e scosceso, il clima rigido, il suolo povero di sostanze nutritive. Questi fattori, accanto a quelli sociali, economici e strutturali, hanno sempre limitato la produttività agricola delle zone di montagna.

La struttura delle aziende, di dimensioni ridotte, ma con un alto numero di piccole particelle distribuite sia orizzontalmente sul territorio, sia verticalmente su vari livelli altitudinali, rispecchia la storia delle tipologie di insediamento delle vallate alpine. Questo tipo di azienda ("Bündner - Walliser - Betrieb"), caratteristico delle valli dei cantoni Vallese, Grigioni e Ticino nel periodo **tra il 1500 e il 1800**, si contrappone all'azienda tipica delle pianure nordalpine ("Graswirtschaft"). Nelle valli alpine di questi 3 cantoni le particelle avevano in media una superficie inferiore alle 20 are; mentre in altri cantoni svizzeri era maggiore e superava a volte le 200 are: a Glarona 48 are, nell'Appenzello tra le 243 e le 264 are, nella Svizzera centrale tra le 161 e le 225 are (MATHIEU 1992).

La situazione demografica imponeva di sfruttare tutti i piani altitudinali possibili (transumanza); gli insediamenti erano composti da villaggi principali e secondari (decentralizzazione); il trasporto dei prodotti (fieno, cereali, letame, legname) era spesso problematico; inoltre l'arre-

tratezza delle tecniche agricole non permetteva la lavorazione di particelle più estese.

L'agricoltura si basava sull'allevamento e sulle colture cerealicole, queste ultime però non coprivano il fabbisogno della popolazione. I fondovalle erano sfruttati in modo relativamente intensivo: la concimazione regolare con letame permetteva di ottenere due raccolti annui. I cereali (segale, orzo), la patata e gli ortaggi (fave, fagioli, zucche, spinaci, cipolle, aglio) venivano peraltro coltivati anche nelle parti alte delle valli, sui terrazzi ben esposti (LAVIZZARI 1992, MATHIEU 1992). Anche sui monti, spesso abitati per lunghi periodi, si coltivavano cereali, patate e ortaggi; a tutti gli stadi altitudinali si falciavano vaste superfici, per ottenere foraggio a sufficienza; gli alpeggi venivano pascolati durante la corta stagione estiva.

In Ticino la capra e la pecora occupavano un posto di primo piano nell'allevamento: sugli alpi ticinesi si caricavano infatti 100 - 200 capre e pecore per 100 mucche, mentre in altri Cantoni il rapporto era inferiore al 50% (MATHIEU 1992).

Nei villaggi si era instaurata una sorta di cooperazione e coordinazione della gestione agricola, causata dalla vicinanza e quindi della necessità di regolare ad esempio i diritti di passo, il pascolo, i termini di fienagione, la separazione tra le zone dei campi e quelle dei prati e pascoli. La maggior parte degli alpi (67%) apparteneva a corporazioni e patriziati (LAVIZZARI 1992, MATHIEU 1992).

Malgrado l'alto grado di autosostentamento, si era sviluppato il commercio, che si svolgeva prevalentemente lungo alcuni assi principali di transito (San Gottardo, San Bernardino).

Già durante la **prima metà del 1800** era assai praticata l'emigrazione stagionale, che permetteva al contadino ticinese di sfamare la famiglia, spesso molto numerosa. Nel 1844 furono ad esempio emessi 12'833 passaporti, pari all'11% circa della popolazione censita nel 1834 (113'634 abitanti); prima del 1848 il passaporto era però necessario anche per l'emigrazione verso gli altri cantoni della Confederazione (CHEDA 1976).

Subito dopo la conquista dell'indipendenza politica (1803), il Governo cantonale cercò di intervenire in favore dell'agricoltura, per evitare l'emigrazione in massa. In particolare emise leggi che abolivano le tasse e le imposte ereditate dall'epoca feudale; non venivano però applicate a causa sia dell'incapacità delle autorità locali, sia della sfiducia da parte della popolazione rurale che non le osservava (CHEDA 1976).

La crisi alimentare della metà del secolo provocò l'esodo verso l'America e l'Australia di molti contadini: tra il 1843 ed il 1873 ad esempio emigrarono oltremare 12'939 ticinesi, il 12% circa della popolazione censita nel 1860. Tra il 1850 ed il 1926 gli emigranti furono 42'896, con un massimo di 8'756 partenze nel decennio 1880 - 1890. Si succedettero inoltre flussi migratori (anche stagionali) non trascurabili verso altri cantoni della Confederazione, dove le possibilità di lavoro nell'industria, nel commercio e nell'artigianato erano maggiori. Molto spesso il numero dei partenti riportati nei documenti risulta inferiore rispetto a quello reale. Il fenomeno ebbe conseguenze demografiche catastrofiche per molti comuni: a Someo, ad esempio, tra il 1843 ed il 1873 partì il 40% circa della popolazione censita nel 1850. L'emigrazione ticinese rimase un fenomeno costante fino alla seconda guerra mondiale (CHEDA 1976).

Durante l'assenza degli emigranti le donne e gli anziani, con l'aiuto dei bambini, si occupavano delle aziende. L'agricoltura si riduceva quindi alla produzione del minimo vitale per la famiglia e la produttività permaneva molto bassa. Mancavano infatti da una lato la forza lavoro necessaria, dall'altro gli stimoli per un rinnovo tecnico e strutturale delle aziende.

Gli emigranti ticinesi, stagionali o di lunga data, quando tornavano con guadagni maturati all'estero, non li investivano nella ristrutturazione della loro azienda; malgrado nella maggior parte dei casi tornassero a fare il contadino (specialmente gli stagionali). Il ricavato del lavoro svolto all'estero veniva utilizzato per rendere più confortevoli le abitazioni e acquistare un numero maggiore di beni non alimentari (CHEDA 1976, JÄGGLI 1984). Aumentavano in questo modo i bisogni monetari, senza che a questo incremento si accompagnasse un aumento del reddito agricolo; così la necessità di emigrare per assicurare potere d'acquisto alla famiglia non diminuiva.

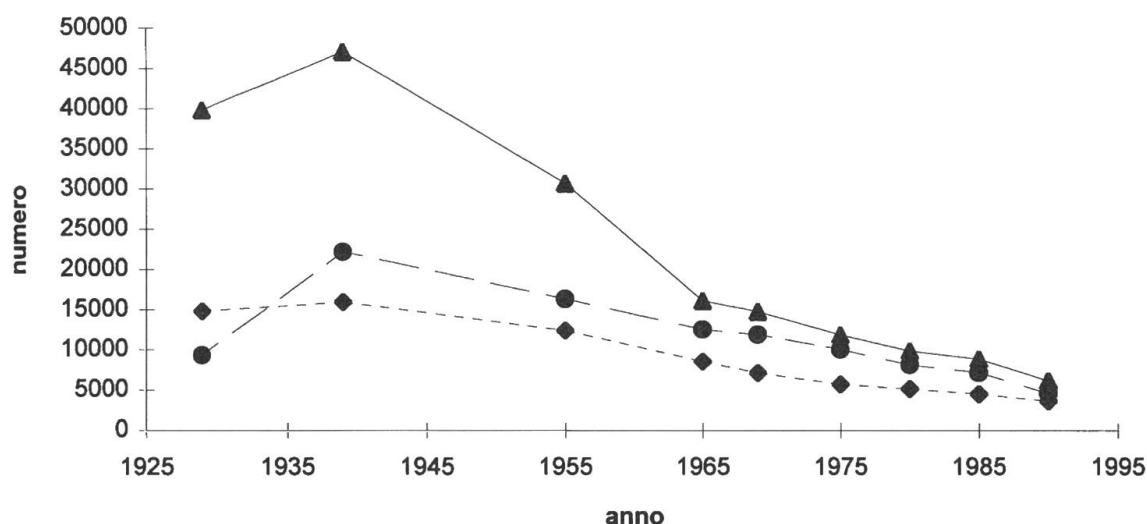


Fig. 2. Popolazione attiva in agricoltura a tempo pieno (triangoli), a tempo parziale (cerchi) e numero di aziende agricole (rombi) in Ticino dal 1929 al 1990. Fonte: CRIVELLI (1991), aggiornata (USTAT 1994).

All'inizio del 1900 inoltre l'agricoltura ticinese di montagna rimase estranea alle innovazioni che si introducevano in altre parti d'Europa: nel diritto fondiario, nei sistemi di coltura, nell'utilizzazione di attrezzi e macchinari. Il settore primario, a causa di contingenze strutturali (territorio, popolazione, fattori di produzione, ecc.), continuò dunque a rivelarsi inadatto a soddisfare i bisogni della popolazione rurale (CHEDA 1976).

In questo periodo di inizio secolo inoltre gli spostamenti iniziarono a essere facilitati dalla costruzione delle prime strade fino nelle valli. Questo permise un maggiore contatto con le regioni del piano, dove i settori secondario e terziario erano in espansione ed offrivano più possibilità di lavoro meglio remunerato.

Già nella prima parte del 1900 si osservarono i fenomeni dello spopolamento delle valli e del passaggio ad altra attività di molti contadini. Sempre più il contadino iniziò a fare dell'agricoltura un'attività a titolo accessorio (fig. 2) (CRIVELLI 1991).

Dopo la seconda guerra mondiale questi processi hanno assunto un ritmo sempre più incalzante. Il pendolarismo città - campagna e lo spopolamento delle valli, con il conseguente abbandono delle attività agricole da parte delle nuove generazioni, si sono manifestati in modo massiccio.

Il costante invecchiamento dei capi azienda e il diffondersi del celibato hanno a loro volta causato un abbassamento della produttività e un mancato ricambio generazionale. Nel 1990 ad esempio solo il 16% dei capi azienda a titolo principale aveva meno di 35 anni; il 32% aveva un'età compresa tra i 36 e i 50 anni; mentre ben il 52% aveva più di 51 anni (USTAT 1994). È d'altra parte aumentata in modo considerevole la percentuale delle aziende a titolo accessorio, poiché spesso chi era occupato a titolo principale in altri settori (specialmente nel terziario: ferrovieri, impiegati), continuava a gestire la propria azienda (fig. 2).

La diminuzione della popolazione agricola attiva nelle valli avrebbe potuto rivelarsi un vantaggio: i pochi contadini rimasti, sostituendosi ai partenti, avrebbero teoricamente potuto aumentare il loro reddito agricolo. Questo effetto non si è però riscontrato nel Ticino, dove le difficoltà di carattere strutturale e fondiario erano maggiori. Il raggruppamento terreni, ad esempio, è iniziato più tardi rispetto ad altre regioni svizzere e in molti comuni è proceduto a rilento (KÄPPELI 1943, URE 1968). Tra il 1912 e il 1925 fu completato il raggruppamento in 12 Comuni, tra il 1926 e il 1932 in 42. In seguito, a causa delle riduzioni dei sussidi federali, si procedette con grande difficoltà. Tanto che in alcuni comuni delle valli il raggruppamento dei terreni

è terminato solo dopo la seconda guerra mondiale; ad esempio a Palagnedra si è concluso nel 1963 (PESTALOZZI 1990).

Oltre alle difficoltà strutturali, anche le premesse economiche non sono migliorate con il passare del tempo. Lo squilibrio tra reddito agricolo e reddito parietetico si è manifestato in Svizzera a partire dal 1978; in quell'anno il reddito agricolo era di 14.- fr. inferiore a quello parietetico (media Svizzera). Per le aziende di montagna la differenza è ancora maggiore: ad esempio nel 1985 il reddito agricolo per le aziende di montagna era pari a 89.- fr. al giorno, mentre quello parietetico ammontava a 155.- fr. (media Svizzera). Proprio i problemi economici (disparità di reddito) sono la causa principale della riconversione professionale della popolazione rurale di montagna verso altri settori economici (CRIVELLI 1991). Si è inoltre diffuso un sentimento di rassegnazione, che ha probabilmente frenato la ricerca di soluzioni nuove per superare una situazione sfavorevole (CRIVELLI 1989). Ciò ha portato le famiglie contadine ad indirizzare i propri figli verso professioni esterne al settore primario.

Dopo la seconda guerra mondiale, nelle pianure l'agricoltura si è al contrario industrializzata sempre più, aumentando costantemente la propria produttività. Si sono infatti introdotte colture speciali, nuovi prodotti fitosanitari e tecnologie di produzione moderne (macchine e strutture).

A partire **dagli anni 70** i problemi ambientali hanno acquisito sempre maggior peso e si è sviluppato il dibattito sul rapporto tra agricoltura e ambiente (CRIVELLI 1991, STROPPA 1993).

L'agricoltura intensiva è stata sempre più considerata in modo negativo. Il riconoscimento dei problemi causati dalle immissioni di sostanze chimiche nell'ambiente, dallo stravolgimento del paesaggio, dalla distruzione di biotopi e dalla diminuzione della diversità biologica, ha portato all'elaborazione di leggi e ordinanze tendenti a frenare l'impatto ambientale dell'agricoltura intensiva. In questo modo si è voluto favorire i metodi di produzione più rispettosi dell'ambiente: gestione estensiva, produzione integrata, produzione biologica, che garantiscono a lungo termine il mantenimento delle basi di produzione. Alle attività agricole tradizionali delle zone collinari, montane e alpine vengono invece riconosciute funzioni di cura e conservazione di un paesaggio peculiare e di testimonianza delle tradizioni socioculturali del paese.

Le problematiche dell'integrazione tra agricoltura e protezione ambientale (sviluppo sostenibile) vengono accennate nel VI Rapporto sull'agricoltura del Consiglio federale (1984), ma postulate in modo esplicito e articolato nel VII Rapporto sull'agricoltura del Consiglio federale (1992). Questo documento pone l'accento sulla necessità di indirizzare l'agricoltura verso metodi rispettosi dell'ambiente. L'esigenza di una corretta gestione del territorio, al fine di garantire il mantenimento a lungo termine delle basi di produzione, è stata così riconosciuta a livello istituzionale.

I processi di integrazione europea della Svizzera (rapporti con la CEE) e l'apertura dei mercati a livello internazionale (accordi GATT) hanno a loro volta provocato negli ultimi anni molte discussioni, a proposito delle strategie di politica agraria della Confederazione. Sono già state introdotte innovazioni per quanto riguarda gli strumenti di sostegno dell'agricoltura da parte dello Stato. Si è infatti affermato il principio dei pagamenti diretti, quale parte integrante del sistema di sostegno statale all'agricoltura (ANWANDER *et al.* 1990, CRIVELLI 1991, EDV 1990, STROPPA 1993).

La rapida evoluzione dei mercati internazionali avrà conseguenze anche sui sistemi agricoli regionali, soprattutto su quelli più fragili, come ad esempio quello ticinese. Ciò significherà maggiori difficoltà per le medie e piccole aziende delle zone collinari e montane, che operano già oggi in situazioni precarie (CRIVELLI 1991).

Concludendo, ricordiamo che l'agricoltura di montagna ticinese non ha mai avuto i mezzi e le basi strutturali per essere vitale e dinamica. Già nel secolo scorso la situazione del settore primario nelle valli era precaria, ed ha causato quella forte emigrazione oltremare che l'ha ulteriormente indebolito.

Dopo la seconda guerra mondiale il declino è stato costante, a favore dei settori secondario e terziario in espansione, che attiravano verso le città le nuove generazioni della popolazione rurale.

A partire dagli anni 70 si sono sviluppate nuove sensibilità verso l'ambiente e sono state riconosciute all'agricoltura funzioni di cura e di mantenimento del paesaggio rurale. La rapida evoluzione dei mercati internazionali e le necessità della Svizzera di adattarvisi, pongono però ulteriori e pressanti interrogativi anche sul futuro dell'agricoltura di montagna ticinese.

1.2 PAESAGGIO RURALE

Le prime attività svolte dall'uomo che ebbero un impatto visibile sul territorio furono senza dubbio l'agricoltura e la pastorizia. **Durante la preistoria**, il passaggio dalle attività di caccia e di raccolta, con conseguente vita nomade, ad attività agricole e di pastorizia portò l'uomo ad occupare il territorio in modo permanente (sedentarismo) e a modificarlo. In particolare, iniziarono le opere di disboscamento e la costruzione di abitazioni permanenti più durature e solide. Man mano che le tecniche, gli attrezzi e gli schemi di sfruttamento del suolo si svilupparono e si affinarono, aumentò l'impatto delle attività antropiche sul territorio. A partire dal neolitico si svilupparono ad esempio diversi tipi di praterie, a seconda delle condizioni ecologico - ambientali, delle tecniche utilizzate per la gestione agricola e delle specie vegetali introdotte o selezionate. All'inizio del neolitico le praterie originarie (Urwiesen) delle fasce collinare e montana della Svizzera erano solo delle macchie di dimensioni ridotte nel paesaggio boschivo (KÖRBER-GROHNE 1993). I primi ritrovamenti sicuri di resti della fienagione delle praterie risalgono a 3000 anni fa (KNÖRZER 1975). Così il paesaggio europeo, prevalentemente forestale con corsi d'acqua, laghi, paludi e rocce, si è man mano modellato in un paesaggio agroforestale ben più variato. Ai comparti forestali vennero infatti ad intercalarsi le zone agricole a gestione estensiva, che tra l'altro offrivano ambienti idonei ad un grande numero di specie animali e vegetali. Le nuove aree agricole costituivano un mosaico di ecosistemi, quali praterie, pascoli, selve, campi, collegati tra loro da innumerevoli superfici non gestite, come siepi, boschetti, acque correnti o stagnanti, incolti, che costituivano un importante reticolo ecologico^G. Questa strutturazione complessa del paesaggio conferiva al territorio una grande diversità biologica, nella quale il rapporto tra risorse e sfruttamento era nettamente a favore delle prime (sfruttamento estensivo).

Nel corso della storia, questo tipo di paesaggio si è modificato, in tempi recenti di pari passo con l'evoluzione dell'agricoltura descritta nel paragrafo precedente. Nelle pianure e nei fondovalle l'intensificazione e l'industrializzazione agricola, accanto alla forte urbanizzazione e allo sviluppo industriale, hanno impoverito il paesaggio rurale (EWALD 1978). Gli agglomerati e gli stabilimenti industriali e commerciali, nonché le vie di comunicazione, hanno richiesto sempre maggiori spazi. Sono state così distrutte le aree naturali o incolte, gran parte del suolo più idoneo all'agricoltura è stato inoltre utilizzato per altri scopi. Parallelamente sono aumentate le difficoltà causate dalla vicinanza, spesso dalla sovrapposizione, di attività molto diverse tra loro: industriali, commerciali, di servizio, agricole. Per il contadino delle pianure è diventato sempre più difficile svolgere la propria attività; soprattutto laddove il terreno agricolo e le aziende vengono inserite nelle Zone edificabili o industriali dei Piani regolatori comunali (CRIVELLI 1991). L'utilizzazione del suolo nei comparti di fondovalle si rivela ancora oggi ogni giorno più conflittuale. Basti ricordare che il territorio idoneo all'agricoltura rappresenta solo il 4.8% della superficie cantonale, ma che ben il 28% di questa superficie idonea si trova in Zona edificabile. La pressione sui contadini proprietari dei terreni aumenta costantemente; la lievitazione del valore del suolo nei fondovalle causa un sempre maggiore utilizzo del suolo agricolo a scopo edilizio o industriale (CRIVELLI 1989, 1991).

Nelle zone collinari e montane la bassa redditività delle aziende e le difficoltà di gestione hanno provocato la cessazione delle attività agricole (cap. I/1.1). Il fenomeno ha causato l'aumento dei terreni abbandonati, con alto grado di rimboschimento naturale (fig. 3), nonché un costante decadimento delle strutture: stalle, abitazioni dei monti (DONATI 1992).

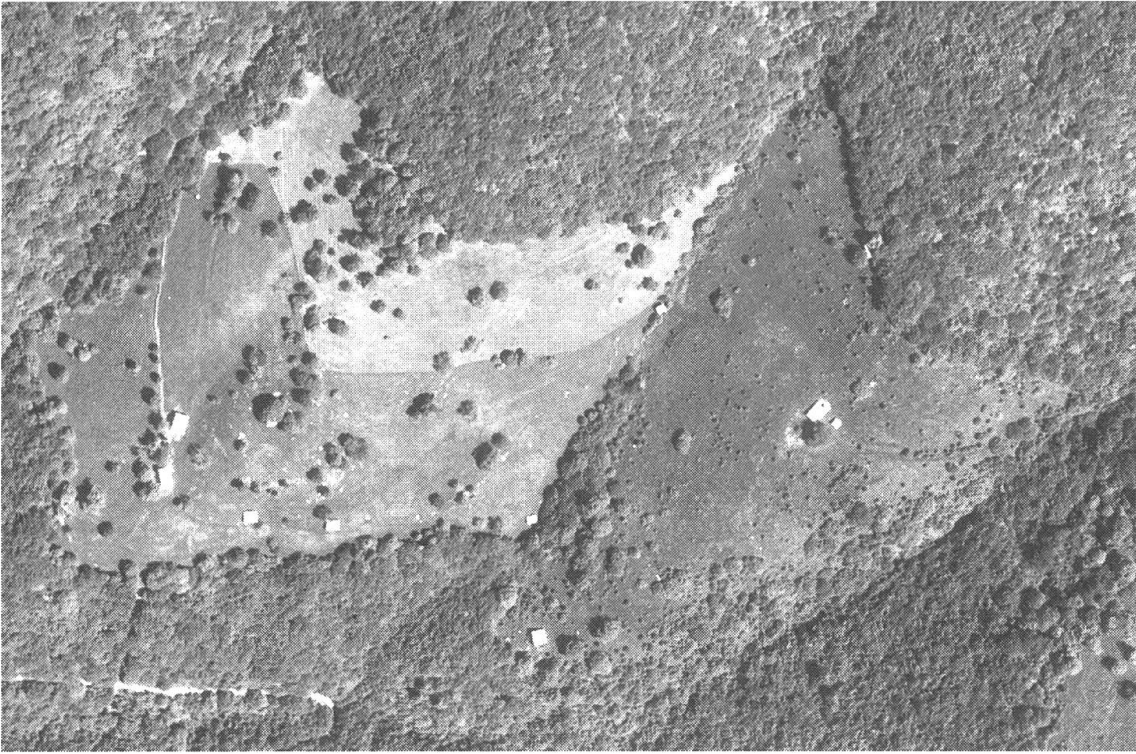
Già nel 1972 in Svizzera il 15% della superficie agricola era abbandonata, ma al sud delle Alpi la percentuale era pari al 41% (SURBER *et al.* 1973). Nelle regioni di montagna tra il 1972 e

il 1983 vaste superfici si sono cespugliate o boscate (KOEPEL *et al.* 1991); mentre tra il 1983 e il 1989 il rimboschimento è avvenuto in misura più limitata (BRP & BUWAL 1994). Un analogo sviluppo è stato rilevato negli Stati dell'Unione europea, dove 8 milioni di ettari, nella maggior parte dei casi praterie e pascoli montani, sono stati abbandonati, trasformati in piantagioni o si sono cespugliati (LEE 1986 e CONRAD 1987 cit. in FRY 1989). Anche nel Ticino l'abbandono è iniziato nelle zone più marginali delle aziende di montagna, meno adatte alla meccanizzazione e con un rendimento foraggero scarso. In seguito si sono abbandonate porzioni considerevoli di territorio o addirittura intere aziende.

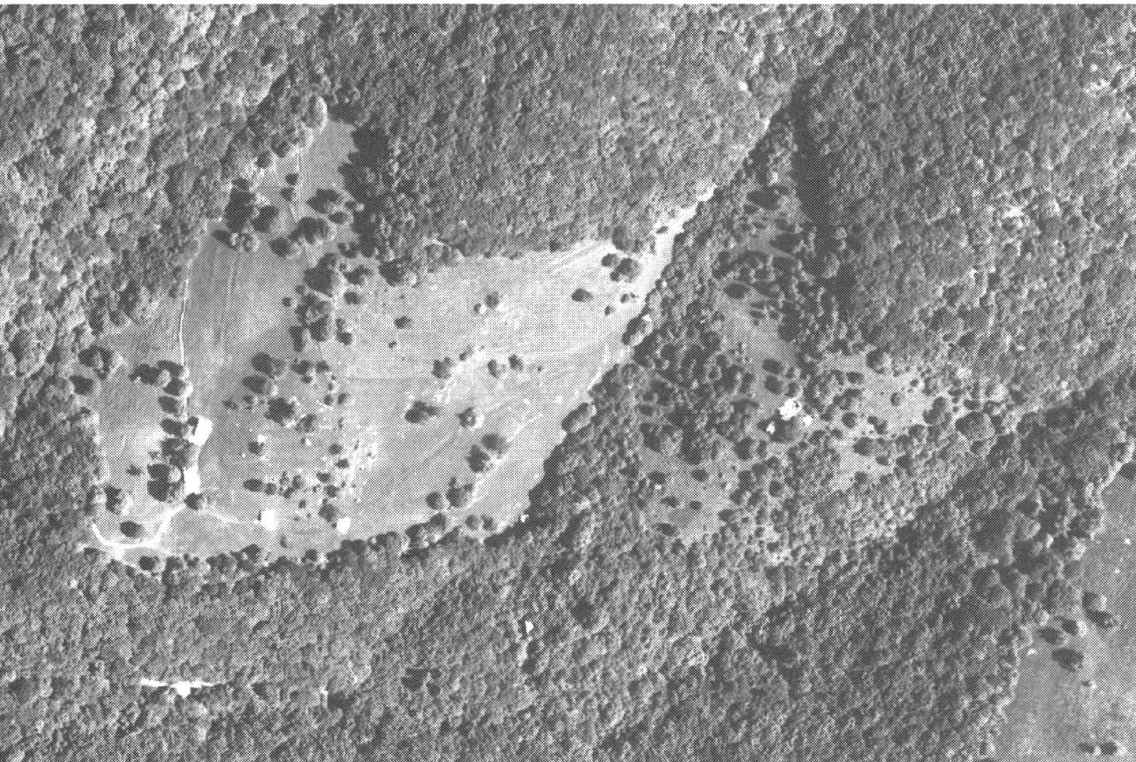


1967

Fig. 3. Rimboschimento naturale di aree agricole abbandonate: fotografie aeree della zona di Pree e Poma sul Monte Generoso degli anni 1967, 1977, 1989. Confrontando le riprese del 1967 e del 1989 si individua chiaramente la superficie di Poma, abbandonata dal 1967 e ora già quasi completamente boscata. È inoltre possibile riconoscere la superficie di Pree utilizzata esclusivamente quale pascolo tra il 1967 e il 1988, lungo il margine superiore dell'area aperta. Riprese aeree riprodotte con l'autorizzazione dell'Ufficio federale di topografia del 19.5.1995 (LK 296 NE, 09, 8345, 10-7-67 / LK 296 NE, 01, 4393, 16-6-77 / LK 296 NE, 20, 0510, 13-6-899).



1977



1989

Tab. 1. Estensione della superficie agricola utile (SAU), delle praterie naturali e artificiali in Ticino dal 1929 al 1990. Da: Crivelli (1991), aggiornata (USTAT 1994).

Anno	SAU (ha)	praterie naturali (ha)	praterie artificiali (ha)
1929	20167	20097	—
1934	20950	18135	—
1939	25473	21572	111
1955	21982	17116	297
1965	17154	12249	323
1969	16108	11251	230
1975	13864	9648	247
1980	14440	9952	251
1985	13986	9365	278
1990	13674	10554	94

I pochi contadini rimasti nelle valli non riescono perciò più a gestire tutte le superfici un tempo regolarmente utilizzate (tab. 1). Sono infatti disponibili abbastanza superfici a rendimento medio - alto: praterie concimate, pianeggianti e vicine ai villaggi. Si assiste così al degrado della proprietà agricola privata e comunitaria (patriziati), e all'abbandono di molti nuclei rurali, che decadono rapidamente (DONATI 1992, URE 1968). Sui monti di Brontallo in Valle Maggia ad esempio secondo DONATI (1992) la superficie falciata è diminuita del 90% tra il 1948 e il 1988 (tab. 2).

Pure nelle Centovalli la superficie agricola utile è diminuita, ad esempio tra il 1950 e il 1980 del 50%; mentre il 18% era abbandonato allo stadio erboso, il 4% allo stadio cespugliato e il 28% si trovava già allo stadio alberato (MAHLER 1981).

Lo stato di abbandono dei prati da sfalcio, in particolare di quelli aridofili, era stato evidenziato anche dall'Inventario dei prati secchi ticinesi (IPS 1987). Infatti già nel 1987 quasi un terzo degli oggetti inclusi nell'IPS erano più o meno invasi da cespugli (fig. 4).

Tab. 2. Superficie totale falciata sui monti di Brontallo e superficie falciata per famiglia residente a Brontallo. Da: DONATI (1992), modificata.

anno	totale superficie falciata (ha)	superficie falciata per famiglia (ha)
1948	43.39	1.73
1958	40.00	1.66
1968	23.43	1.11
1978	9.05	0.41
1988	5.09	0.23

Nel corso del 1993, su mandato dell'Ufficio cantonale protezione natura, è iniziato l'aggiornamento dell'IPS con lo scopo di verificare la situazione degli oggetti prima di stipulare i contratti volontari, che danno diritto ai contributi diretti per la gestione ecologica dei prati magri. Nell'ambito di questo aggiornamento si sono rivisitati 268 oggetti dell'IPS nel 1993 e 318 nel 1994, dei quali più di un terzo (37% nel 1993 e 27% nel 1994) sono risultati abbandonati (G. Maspoli com. pers.).

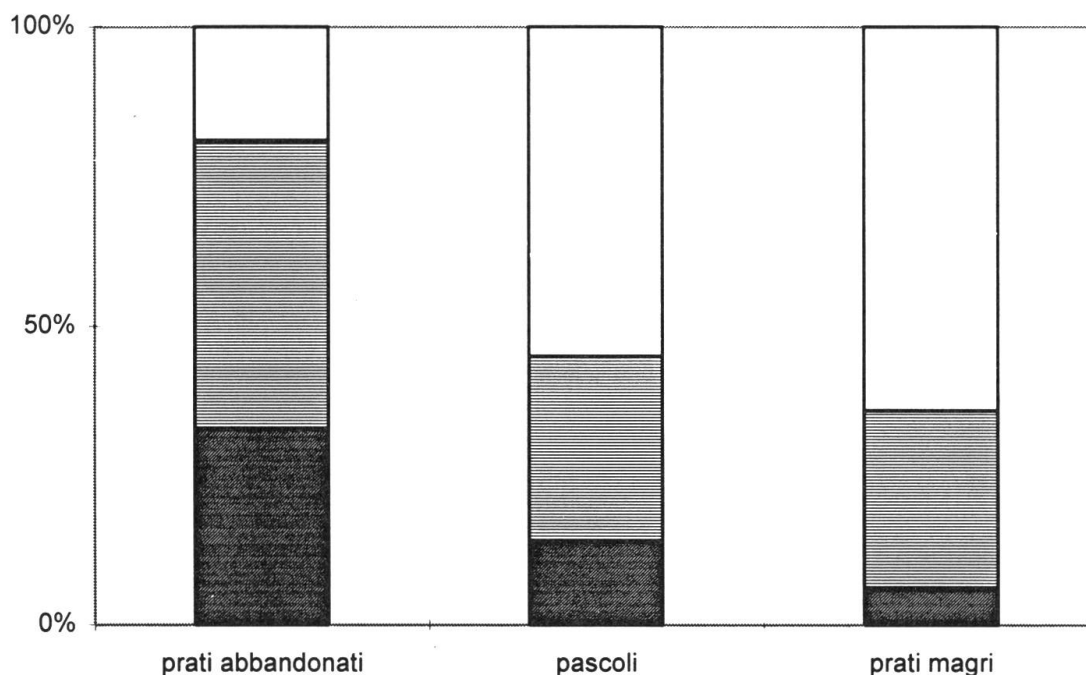


Fig. 4. Percentuale di superficie coperta da cespugli degli oggetti inclusi nell'Inventario dei prati secchi (1987) per le categorie di gestione: prati abbandonati, pascoli e prati magri. Nero: più del 10% della superficie coperta da cespugli; grigio: da 1% al 10% della superficie coperta da cespugli; bianco: superficie libera da cespugli.

A partire dal 1980, grazie all'entrata in vigore dell'Ordinanza d'applicazione della Legge federale sui contributi per la gestione del suolo in condizioni difficili (OCCA 1980, modificata nel 1989), si era assistito al recupero di una certa porzione di terreni precedentemente abbandonati (STROPPA 1993). I dati raccolti in Ticino sembrano però indicare che questo fenomeno ha toccato solo marginalmente i prati magri più interessanti dal punto di vista naturalistico.

Numerosi stabili agricoli (stalle, abitazioni dei monti) sono stati trasformati in residenze secondarie, dopo essere stati lasciati decadere per decenni. Questi edifici si trovano quasi sempre al di fuori delle Zone edificabili indicate dai Piani regolatori comunali (CRIVELLI 1989), non sono quindi allacciati alle canalizzazioni. Fino al 1972 lo Stato non operava interventi pianificatori sul territorio comunale residuo. In seguito con l'entrata in vigore della Legge federale contro l'inquinamento delle acque (1971) e del Decreto federale urgente per la designazione di territori protetti a titolo provvisorio (1972), l'edificazione di stabili nuovi è stata limitata alle zone dove già esistevano abitazioni primarie. La trasformazione dei **rustici**^G tuttavia continuò al limite della legalità e quasi sempre senza richiesta di licenze edilizie. Il problema ha poi sollevato vivaci discussioni quando, nel 1990, il Governo cantonale ha provveduto ad emanare una risoluzione, che vieta qualsiasi riattazione, fintanto che i Comuni non avranno allestito un proprio Inventario degli edifici fuori Zona edificabile. Si è infatti reso necessario un adeguamento alla legislazione federale, in particolare alla Legge federale sulla pianificazione del territorio (LPT 1979), alla sua Ordinanza d'applicazione (OPT 1989) e alla relativa Legge cantonale d'applicazione (LALPT 1990) con le proprie direttive. L'Inventario dei rustici definisce gli edifici fuori Zona edificabile meritevoli di conservazione. Quelli considerati tali, qualora non dovesse sussistere interesse agricolo, potranno essere salvaguardati anche tramite un cambiamento di destinazione. L'inventario cataloga perciò tutti gli edifici fuori Zona edificabile, che si trovano sul territorio comunale, stabilendo le possibilità e le modalità delle riattazioni e dei cambiamenti di destinazione degli stabili. Il Comune formula nell'inventario le proprie proposte, che verranno quindi ratificate o meno dalle competenti Autorità cantonali. Nelle direttive per l'allestimento dell'Inventario dei rustici, l'Autorità cantonale consiglia di introdurre pu-

re le norme di attuazione (saranno incluse nel Piano regolatore comunale), in particolare per ciò che riguarda i materiali utilizzabili, le sistemazioni dei terreni circostanti e la loro gestione. DONATI (1992) ha stimato che il numero di rustici sparsi sul territorio ticinese ammonta a 15'000. La parte di edifici già trasformati in residenza secondaria risulta essere però minore rispetto a quella di rustici diroccati o inutilizzati. In Valle Maggia ad esempio nel 1992 ben il 68% dei rustici era in disuso o diroccato, il 23% veniva utilizzato quale residenza secondaria, mentre solo il 6% aveva ancora funzione agricola (3% circa altre utilizzazioni) (DONATI 1992). Anche per quanto riguarda gli edifici rurali, come per la superficie agricola, il degrado è perciò da imputare soprattutto all'abbandono delle attività agricole.

Negli ultimi decenni si sono sviluppati nuovi aspetti del rapporto tra attività umane e paesaggio rurale. Il **turismo**, un tempo limitato alle zone limitrofe ai laghi, è penetrato sempre più all'interno delle valli e sui loro fianchi (CRIVELLI 1991). Molti villaggi di montagna o agglomerati dei monti vengono oggi abitati solo dai turisti durante l'estate (DONATI 1992). Il turismo nelle regioni rurali è aumentato, di pari passo con l'aumento del tempo libero, delle disponibilità finanziarie e con il bisogno di evasione dai centri urbani della popolazione non rurale. Agli occhi del cittadino turista anche la campagna diventa attrattiva, cresce perciò la necessità di utilizzare il paesaggio rurale per lo svago e le vacanze. Una parte sempre maggiore di vacanzieri desidera passare il proprio tempo libero al di fuori dei centri urbani, in un ambiente semi-naturale o naturale senza traffico, rumore e inquinamento.

Il settore turistico, soprattutto nelle zone collinari e montane, risulta però essere complementare al settore primario. Se l'attività agricola dovesse infatti cessare e tutto il territorio venisse abbandonato, questi comparti perderebbero anche la loro attrattiva turistica. Il paesaggio rurale, frutto degli interventi antropici, è diventato un bene di consumo per la popolazione urbana. Il contadino si ritrova così produttore, non solo di beni alimentari, ma anche del bene paesaggio. La multifunzionalità dell'agricoltura viene ancora rifiutata dal ceto contadino, che si sente votato alla produzione di beni alimentari (funzione economico - produttiva). D'altro canto il turista, che usufruisce del bene paesaggio, concorre con la sua domanda ad attribuirgli un nuovo valore (CRIVELLI 1991).

Concludendo, ricordiamo che il paesaggio agroforestale delle zone collinari e montane è pregevole. Diversi secoli di agricoltura tradizionale ci hanno lasciato un territorio ricco di contenuti anche paesaggistici, che merita protezione. Al settore agricolo viene oggi istituzionalmente affidata la cura e il mantenimento del paesaggio, con tutti i suoi contenuti culturali e naturalistici. Le attività turistiche, fortemente inserite anche nell'ambiente rurale, usufruiscono dello stesso territorio e devono perciò integrarsi in modo confacente tra agricoltura e protezione ambientale.

2 PRATI MAGRI E ABBANDONATI DELLA FASCIA MONTANA DEL TICINO, UNA PANORAMICA GEOBOTANICA E ZOOLOGICA

S. Häfelfinger, M. Lörtscher, F. Guggisberg, K. Studer-Ehrensberger .

I prati studiati possono generalmente venire ordinati nelle seguenti unità di vegetazione: prati secchi (Mesobromion), "prati concimati magri", prati e pascoli magri su suoli acidi (Nardion) e prati a Agrostis e Festuca ("Festuco - Agrostietum"). Le differenziazioni, causate dalla gestione agricola, tra i prati magri e quelli più intensivi sono gradualì. In parte ciò si spiega tenendo conto della scarsa intensità dello sfruttamento agricolo in questa fascia altitudinale e della diffusa povertà dei suoli ticinesi. Le ricerche sulla vegetazione hanno dimostrato che i prati abbandonati della fascia montana del Ticino rispecchiano la suddivisione naturale in tre regioni biogeografiche, determinata grazie alla vegetazione boschiva (Alpi interne, Prealpi insubriche - piemontesi, Prealpi calcaree sudorientali). Grazie alle osservazioni faunistiche effettuate in prati magri e abbandonati di diverse regioni ticinesi, si è potuto dimostrare che la composizione dei popolamenti di invertebrati viene influenzata in primo luogo dalla struttura dell'ambiente, ma anche dalla posizione geografica. Una relazione diretta con la composizione floristica delle superfici non è stata registrata per nessuno dei gruppi di invertebrati considerati. Parecchie specie di invertebrati sono state rilevate per la prima volta nel Ticino, una parte per la prima volta in Svizzera; un numero rilevante di specie censite, sia nei prati magri che in quelli abbandonati, sono inoltre incluse nelle rispettive Liste rosse.

2.1 VEGETAZIONE

2.1.1 Introduzione

Il paesaggio delle regioni di montagna del Ticino è mutato sensibilmente durante il XX secolo, soprattutto in seguito allo sviluppo socioculturale. I due tipi di ambiente "prato a gestione agricola regolare" e "prato abbandonato", strettamente legati allo sfruttamento del territorio da parte dell'uomo, devono essere considerati nel contesto di questo sviluppo (cap. I/1). La composizione della vegetazione dei prati naturali e dei prati abbandonati viene però anche fortemente influenzata dalle condizioni stazionali^G.

Il Ticino, rispetto alla suddivisione biogeografica della regione alpina, si trova in una zona di transizione (OZENDA 1988). Da una parte si incontrano in questa regione le Alpi interne, caratterizzate dal clima continentale, e le Prealpi meridionali. Dall'altra nel Ticino si intersecano le Prealpi piemontesi, prevalentemente costituite da silicati, con le Prealpi calcaree sudorientali.

La combinazione tra le consistenti precipitazioni delle Prealpi con l'intensa insolazione del versante meridionale delle Alpi sono caratteristiche del clima insubrico. La Regione insubrica è stata caratterizzata anche grazie a ricerche fitosociologiche^G (OBERDORFER 1964, STUDER-EHRENSBERGER 1993); il Ticino si trova al centro di quest'area biogeografica che si estende al margine meridionale delle Alpi tra Biella e il Lago d'Iseo. La presenza di elementi climatici insubrici e centroalpini, nonché di diverse condizioni geologiche, hanno facilitato lo svilupparsi di una grande ricchezza floristica (WOHLGEMUTH 1993).

I diversi tipi di prato della Svizzera sono stati descritti già più di cento anni fa (STEBLER & SCHRÖTER 1887); le informazioni più antiche sui prati ticinesi sono contenute nelle monografie di JÄGGLI (1908) e BÄR (1918). La moderna letteratura fitosociologica riporta studi di singole associazioni prative, limitati però a regioni ristrette del Ticino (KOCH 1943, MARSHALL 1947, MEYER 1976, WACKER 1986, PIATTINI & DIETL 1987, PESTALOZZI 1990, AKERET 1991); è stata inoltre pubblicata una panoramica delle praterie a sfruttamento estensivo della fascia collinare^G e di quella submontana^G, localizzate sul versante meridionale delle Alpi (STUDER-EHRENSBERGER 1993). Informazioni relative all'intero territorio del Ticino, senza però una differenziazione fitosociologica, sono contenute nell'Inventario cantonale dei prati secchi (IPS 1987). I prati abbandonati sono aumentati in Svizzera durante questo secolo, soprattutto nelle regioni di montagna e al sud delle Alpi, ma sono diventati oggetto di studi scientifici solo a partire dall'inizio degli anni sessanta (WALTHER 1984). Le descrizioni della vegetazione di queste superfici abbandonate del Ticino si limitano finora a poche località (ALTHER & STÄHLIN 1977, BISCHOF 1980, GUGGISBERG 1990, AKERET 1991, LENZIN-HUNZIKER 1991).

In questo capitolo vogliamo offrire una panoramica dei prati a gestione regolare e di quelli abbandonati della fascia montana inferiore^G del Ticino, che sono stati oggetto di studio del Progetto prati e pascoli magri del Ticino (fig. 1). La descrizione fitosociologica si riferisce allo stato attuale della vegetazione; i dati di base sono rappresentati da rilevamenti della vegetazione effettuati per diverse ricerche settoriali svolte nell'ambito del progetto (GUGGISBERG 1990, HÄFELFINGER in prep., PESTALOZZI 1990, STUDER-EHRENSBERGER 1993).

2.1.2 Confronto generale tra prati gestiti e prati abbandonati

Prati a gestione regolare e prati abbandonati si differenziano per definizione a causa della loro gestione agricola; un prato abbandonato può essere definito come "terreno agricolo non più utilizzato" (WALTHER 1984). In questa pubblicazione il termine prato abbandonato indica i prati naturali un tempo falciati ed ora abbandonati, più raramente i pascoli abbandonati. La cessazione dello sfalcio e il mancato allontanamento della biomassa^G prodotta dalle superfici cambiano le condizioni di vita per le specie vegetali presenti, con conseguenze sulla struttura della vegetazione e sulla sua composizione floristica. Abbiamo perciò misurato l'altezza e la copertura^G della vegetazione di circa 380 prati, mentre la quantità di stame è stata stimata (HÄFELFINGER in prep.). Sono stati inoltre rilevati, in tre regioni del Ticino, il rendimento e la quantità di stame di un prato gestito e di tre diversi tipi di prato abbandonato (prati abbandonati dominati da *Brachypodium pinnatum*, *Molinia arundinacea* o *Pteridium aquilinum*).

Sia la copertura che l'altezza dello strato di stame sono maggiori nei prati abbandonati, rispetto ai prati regolarmente gestiti; inoltre la quantità di stame (peso a secco) può essere in media fino a dieci volte maggiore (tab. 3). La percentuale di graminacee presenti e l'altezza massima della vegetazione sono indicatori delle differenze nella struttura spaziale della vegetazione. I prati abbandonati hanno fatto registrare valori maggiori per entrambe i parametri. Anche la biomassa dello strato superficiale è generalmente maggiore nei prati abbandonati, varia però enormemente e in alcuni casi è risultata minore rispetto a quella dei prati gestiti.

Tab. 3. Confronto della quantità di stame, del rendimento e percentuale delle graminacee (valori misurati), della copertura e altezza dello strato di stame e della vegetazione (valori stimati S.), nonché numero medio di specie dei prati a gestione regolare e dei prati abbandonati. Le misurazioni sono state effettuate in tre regioni del Ticino durante due anni, 1 prato e 3 tipi diversi di prato abbandonato per ciascuna regione, 3 ripetizioni su superfici di 0.25 m². Le stime sono state effettuate in circa 380 superfici campione.

	Pr. gestiti	Pr. abbandonati	
quantità di stame, sostanza secca (kg/a)	8.53	94.81	(media)
<i>n</i> = 18 / 54	3.9 - 13.9	25.4 - 234.8	(min - max)
rendimento, sostanza secca (kg/a)	32.35	58.05	(media)
<i>n</i> = 18 / 54	24.4 - 45.7	15.0 - 121.5	(min - max)
quantità percentuale di graminacee (% sostanza secca)	66	94	(media)
<i>n</i> = 18 / 54	38 - 82	0 - 100	(min - max)
S. copertura dello stame (%)	59	95	(media)
<i>n</i> = 80 / 302	10 - 100	20 - 100	(min - max)
S. spessore dello strato di stame (cm)	0.7	4.7	(media)
<i>n</i> = 80 / 291	0.1 - 4.0	0.3 - 17.5	(min - max)
S. altezza massima della vegetazione (cm)	68	107	(media)
<i>n</i> = 50 / 277	30 - 100	30 - 210	(min - max)
S. percentuale di copertura delle graminacee (%)	55	66	(media)
<i>n</i> = 83 / 309	30 - 90	0 - 100	(min - max)
numero di specie per rilevamento	42	28	(media)
<i>n</i> = 118 / 324	26 - 64	3 bis 54	(min - max)

Ad esempio il rendimento dei prati abbandonati dominati da *Brachypodium pinnatum* è risultato maggiore del 7% - 36%, rispetto a quello dei prati gestiti adiacenti. Alcune ricerche effettuate nel Giura svizzero e nel Randen di Sciaffusa hanno fatto rilevare un aumento della biomassa dei prati abbandonati dominati da *Brachypodium* del 30% - 40% rispetto ai prati magri (STÖCKLIN & GISI 1989, LANGENAUER 1991, KEEL 1995), rispetto ai prati concimati invece una riduzione pari al 40% circa (GISI & OERTLI 1978). Analoghe osservazioni in prati da sfalcio concimati, dopo la cessazione della loro gestione agricola, sono state raccolte anche da altri autori (JANKOWSKA 1971, GERTH 1978, CAMINO-JOHNSON 1978, tutti cit. in STÖCKLIN & GISI 1989). L'aumento della produzione primaria di superficie è da ricondurre secondo STÖCKLIN & GISI (1989) ad uno spostamento dello spettro delle specie vegetali presenti e strettamente legata all'accumulazione di sostanze nutritive essenziali nel suolo.

La struttura spaziale della vegetazione influenza la temperatura e la luce negli strati di vegetazione stessa. La grande quantità di biomassa prodotta dai prati abbandonati provoca, di conseguenza, un maggior assorbimento della luce negli strati più alti della vegetazione, causando una diminuzione della luce che arriva fino al suolo (GISI & OERTLI 1981a). La temperatura massima registrata al suolo (0 - 5 cm) nei prati abbandonati risulta essere di 10° C inferiore, rispetto a quella dei prati regolarmente gestiti, di conseguenza la curva delle temperature giornaliere nei prati abbandonati ha una forma più smorzata. Anche lo strato di stame causa dei cambiamenti delle condizioni microclimatiche dei prati abbandonati (GISI & OERTLI 1981b); riducendo e rallentando il riscaldamento del suolo, esso potrebbe essere una delle

cause dell'evidente ritardo dello sviluppo stagionale della vegetazione in queste superfici (STÖCKLIN & GISI 1985). Lo strato di stame, grazie a questo ritardo, rimane a lungo visibile in primavera permettendo facilmente la distinzione tra le superfici regolarmente gestite e quelle abbandonate.

Il numero di specie e la distribuzione della frequenza relativa delle specie sono altri parametri che caratterizzano la vegetazione. I prati gestiti hanno fatto registrare in media una ricchezza maggiore di specie rispetto ai prati abbandonati (tab. 3); questi ultimi, confrontati tra di loro, denotano tuttavia differenze marcate.

Un altro aspetto interessante riguarda l'eventuale possibilità di differenziare i due tipi di ambiente in base alla composizione floristica della loro vegetazione. I rapporti complessivi di affinità tra i rilevamenti dei prati gestiti e quelli dei prati abbandonati possono venire illustrati grazie ad un diagramma di ordinazione^G (fig. 5). La suddivisione dei prati a gestione regolare e dei prati abbandonati lungo il primo asse del diagramma dimostra l'importanza del fattore gestione per lo sviluppo di un certo tipo di vegetazione. La distribuzione continua lungo l'asse mostra però anche che i due ambienti non possono essere nettamente delimitati solo grazie alla composizione floristica della vegetazione. Ciò può essere spiegato tenendo conto dell'influsso delle singole stazioni, ma principalmente del cambiamento graduale dei prati dopo la cessazione della gestione (cap. I/5).

Per caratterizzare i prati falciati e i prati abbandonati è stata inoltre considerata la distribuzione delle specie nei due ambienti. Un grande numero di specie vegetali può crescere in tutti e due gli ambienti; sorprendentemente però più della metà delle specie sono maggiormente frequenti nei prati da sfalcio, mentre meno di un quarto lo sono nei prati abbandonati (tab. 4). La spiegazione potrebbe essere data dal fatto che, dopo la cessazione della gestione, nei prati abbandonati viene eliminato dal processo di abbandono un numero maggiore di specie, rispetto a quello di specie nuove che vi si possono insediare.

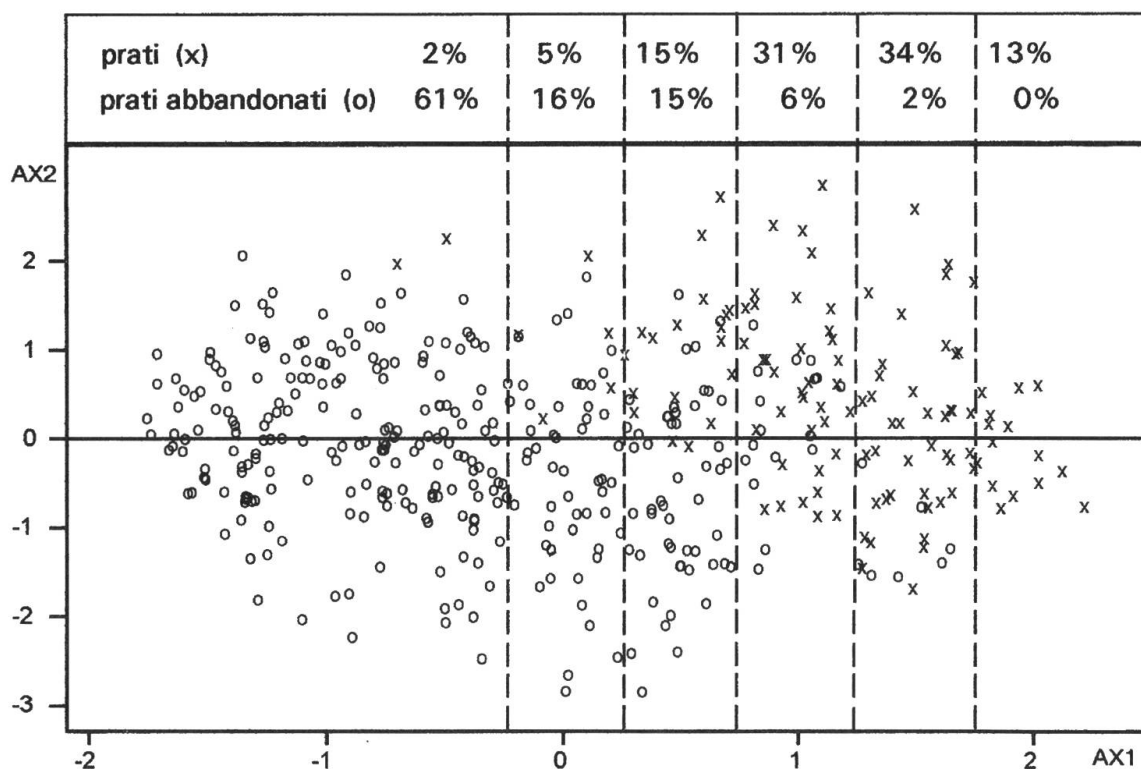


Fig. 5. Distribuzione percentuale dei rilevamenti di prati gestiti ($n = 118$) e di prati abbandonati ($n = 324$) lungo il primo asse (AX1) di un diagramma di ordinazione (analisi delle componenti principali: programma CANOCO (TER BRAAK 1991), PCA correlation biplot, centering by species norm).

Sono state definite inoltre specie differenziali^G e caratteristiche^G, in modo da poter effettuare un confronto più preciso tra prati a gestione regolare e prati abbandonati, contrapponendo la distribuzione di queste specie nei due tipi di ambiente. Le specie differenziali sono quelle che si trovano con una frequenza di almeno quattro volte superiore in un ambiente rispetto all'altro (presenza 4 volte più alta).

Tab. 4. Distribuzione delle specie nei due tipi di ambiente prati gestiti ($n = 118$) e prati abbandonati ($n = 324$). Sono state considerate 172 specie con presenza maggiore al 5%.

numero di specie	presenza delle specie
7	solo nei prati
39	più di 4 volte più frequente nei prati
46	da 1.5 a 4 volte più frequente nei prati
40	nei prati e nei prati abbandonati ugualmente frequente
17	da 1.5 a 4 volte più frequente nei prati abbandonati
18	più di 4 volte più frequente nei prati abbandonati
5	solo nei prati abbandonati

In generale nei prati gestiti si trova un numero maggiore di specie differenziali rispetto a quello dei prati abbandonati (tab. 5); in questi ultimi si trovano infatti solo alcune specie differenziali tra le piante legnose. Per poter caratterizzare i prati abbandonati anche sulla base dello strato erbaceo, sono state definite nel seguente modo le specie caratteristiche: sono quelle che compaiono con una copertura media almeno doppia nella formazione vegetale per la quale sono caratteristiche. Per una chiara distinzione dei prati abbandonati, rispetto ai prati falciati, è generalmente più importante la copertura estesa di alcune specie caratteristiche, piuttosto che la presenza di specie differenziali.

2.1.3 Prati magri e prati concimati magri

I fattori stazionali, in particolare l'umidità e l'acidità del suolo, nonché l'influsso antropico della concimazione, vengono generalmente ritenuti la causa principale della diversificazione delle associazioni prative. Sulla base di questi fattori vengono da una parte differenziate le associazioni dei prati magri dei luoghi secchi (ad esempio prati magri calcicoli, *Festuco - Brometea*) da quelle dei suoli molto acidi (*Nardo-Callunetea*); dall'altra vengono caratterizzate le associazioni dei prati magri rispetto a quelle dei prati pingui (concimati), cioè a gestione intensiva (ad esempio prati concimati freschi, *Arrhenatheretalia* secondo ELLENBERG 1986). Le superfici studiate nell'ambito del nostro progetto vengono ordinate in questi tre gruppi. I circa 120 rilevamenti botanici effettuati nelle diverse regioni del Ticino (fig. 1), considerando la loro composizione floristica e i valori di copertura delle specie, possono essere raggruppati in 11 tipi di prato, che in base alla loro affinità possono essere riassunti in quattro unità superiori (HÄFELFINGER in prep.).

Tab. 5. Specie vegetali differenziali e caratteristiche delle formazioni vegetali “prati a gestione agricola regolare” e “prati abbandonati”. Pr indica la presenza percentuale, Co la copertura media percentuale di una specie relativa a 118 rilevamenti nei prati gestiti e 324 nei prati abbandonati. Sono state considerate solo specie con presenza maggiore al 10%.

	prati gest.		prati abb.			prati gest.		prati abb.	
	Co	Pr	Co	Pr		Co	Pr	Co	Pr
specie differenziali									
<i>Plantago lanceolata</i>	89	2	22	1	<i>Pteridium aquilinum</i>	3	1	23	48
<i>Carex caryophylla</i>	71	6	15	2	<i>Rubus fruticosus</i>	5	1	22	4
<i>Trifolium pratense</i>	68	1	10	1	<i>Rubus idaeus</i>	2	1	18	7
<i>Scabiosa columbaria</i>	67	2	13	1	<i>Carex humilis</i>	2	2	10	10
<i>Ranunculus bulbosus</i>	62	2	9	1					
<i>Trisetum flavescens</i>	59	2	12	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	6	1	32	4
<i>Leucanthemum vulgare</i>	55	1	4	1	<i>Corylus avellana</i>	4	1	28	17
<i>Luzula campestris</i>	49	1	9	1	<i>Cytisus scoparius</i>	1	1	24	11
<i>Trifolium repens</i>	33	1	2	1	<i>Betula pendula</i>	2	1	19	26
<i>Arabis ciliata</i>	31	1	2	1	<i>Castanea sativa</i>	16	3		
<i>Cerastium holosteoides</i>	31	1	3	1					
<i>Viola tricolor s.l.</i>	29	2	6	1					
<i>Ranunculus acris s.l.</i>	26	2	2	1					
<i>Hypochoeris radicata</i>	24	4	1	1					
<i>Prunella vulgaris</i>	23	5	5	1					
<i>Ajuga reptans</i>	22	1	1	1					
<i>Crocus albiflorus</i>	20	1	4	1					
<i>Daucus carota</i>	19	1	4						
<i>Festuca pratensis</i>	16	2	24						
<i>Alchemilla vulgaris agg.</i>	13	1	3	2					
<i>Anthyllis vulneraria s.l.</i>	13	1	3	1					
<i>Veronica officinalis</i>	13	1	3	1					
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	13	2	3	2					
<i>Polygala pedemontana</i>	12	1	2	1					
specie caratteristiche									
<i>Festuca rubra s. latissimo</i>	91	16	50	4	<i>Brachypodium pinnatum</i>	75	7	82	39
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	92	10	44	2	<i>Molinia arundinacea</i>	11	9	32	26
<i>Festuca tenuifolia</i>	37	7	19	2	<i>Festuca ovina</i>	20	3	22	11
<i>Poa chaixii</i>	24	5	10	2	<i>Avenella flexuosa</i>	13	2	11	5
<i>Thymus serpyllum s.l.</i>	82	4	33	2	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	17	1	44	2
<i>Leontodon hispidus s.l.</i>	85	4	26	1					
<i>Phyteuma betonicifolium</i>	70	3	48	1					
<i>Sanguisorba minor</i>	46	3	27	1					
<i>Lotus corniculatus s.l.</i>	85	2	42	1					

I prati della prima unità (fig. 6 tipo 1, 2 e 3) appartengono al gruppo dei prati secchi (*Mesobromion*) e crescono prevalentemente su suoli abbastanza aridi, magri, da leggermente acidi fino a basici. Più della metà dei prati rilevati vengono inclusi in questa unità, che sembra essere caratteristica del Ticino. La seconda unità include i prati e i pascoli magri acidi (*Nardion*) (fig. 6 tipo 7 e 8), che crescono su suoli acidi, magri o piuttosto freschi dei versanti esposti a nord. Sia i prati secchi che i pascoli magri vengono gestiti dall'agricoltura estensivamente; in queste due unità si trovano perciò alcune specie vegetali esclusive dei suoli magri, come ad esempio il *Trifolium montanum*, la *Festuca tenuifolia* e la *Danthonia decumbens* (fig. 7). Le caratteristiche del terreno sono, come detto, decisive per la composizione floristica delle associazioni prative, a volte si sviluppano forme miste (ELLENBERG 1986). Nel nostro caso le forme intermedie di associazioni sono incluse nel tipo 2 della prima unità e nel tipo 7 della seconda.

Nei prati della terza unità (tipo 4, 5 e 6) crescono, accanto ad un buon numero di specie dei prati secchi, molte altre specie che indicano un suolo ricco di sostanze nutritive. Questi prati non possono però venire definiti né come prati intensivi (concimati) di bassa altitudine (*Arrhenatherion*), né come prati concimati montani o subalpini (*Polygono - Trisetion*). Evidentemente, a causa della loro appartenenza alla fascia montana inferiore, essi si trovano in una zona di transizione e presentano caratteristiche dei due tipi di prati concimati citati, li chiameremo perciò "prati concimati magri".

La quarta unità comprende i prati concimati dei suoli acidi e freschi. Tra di essi troviamo anche i prati concimati montani e subalpini (*Polygono - Trisetion*), che nel Ticino sembrano potersi sviluppare sui versanti esposti a nord, su terreni acidi e freschi della fascia montana inferiore e submontana (fig. 6 tipo 11). In questa unità vengono pure inclusi i prati a *Agrostis* e *Festuca* che fitosociologicamente si collocano tra i prati e i pascoli magri acidi (*Nardion*) e i prati concimati montani e subalpini (*Polygono - Trisetion*) (secondo ELLENBERG 1952 "*Festuco - Agrostietum*", tipo 9 e 10).

Le differenze, spesso marcate, determinate dalle condizioni stazionali si manifestano chiaramente nella vegetazione dei prati considerati. Le specie differenziali rappresentano infatti in totale più del 10% della copertura vegetale (fig. 7). Meno chiara risulta invece la distinzione tra l'unità delle associazioni dei prati magri e quella dei prati ritenuti pingui ("prati concimati magri" e prati a *Agrostis* e *Festuca*). Una spiegazione può essere ricercata nel tipo di gestione agricola alla quale sono sottoposti da secoli questi prati concimati magri. Nel capitolo I/9 viene spiegato come i prati dei monti del Ticino non siano mai stati gestiti in modo troppo intensivo, né concimati con prodotti minerali, sia a causa della loro posizione, sia per cause strutturali legate alle aziende agricole. Questo si rispecchia anche nei dati raccolti ed è confermato da osservazioni fatte durante i rilevamenti: solo il 75% dei prati viene infatti sicuramente gestito da contadini, nel 50% di questi si osservano tracce di letame o di pascolo occasionale, in quelli più intensivi con maggiore frequenza. L'apporto minimo di sostanze nutritive nei prati concimati magri studiati viene confermato dal confronto con regioni svizzere ad agricoltura più intensiva. I prati concimati (*Arrhenatherion*, *Polygono - Trisetion*) della regione di Davos, localizzati tra gli 800 e i 1250 m s.m., hanno ad esempio valori medi relativi all'indicatore ecologico di presenza di sostanze nutritive tra 3.2 e 3.9 (HUNDT 1985). I prati studiati nel nostro progetto hanno invece valori molto inferiori (ad eccezione del tipo 11) e con una media di 2.8 si avvicinano a quelli dei prati magri (fig. 6). L'aridità del suolo favorisce il passaggio graduale della composizione della vegetazione tra prati secchi e prati concimati (MARSCHALL 1947, HUNDT 1985).

Nell'unità dei prati secchi e in quella dei prati concimati magri del Ticino si manifestano delle differenze regionali, anche se la suddivisione in regioni biogeografiche (fig. 6) si basa essenzialmente sui risultati dell'analisi della vegetazione dei prati abbandonati (cap. I/2.1.4). Le differenze tra i prati delle diverse regioni sono gradualmente e da ricondurre ad uno spostamento di tutto lo spettro delle specie vegetali presenti. Poche sono le specie che compaiono in regioni ben precise: tre specie (la *Biscutella levigata*, la *Poa violacea* e l'*Acinos alpinus*) sono state rilevate ad esempio sia nei prati magri, sia in quelli più ricchi di sostanze nutritive del Ticino settentrionale; l'*Astrantia major* e l'*Asphodelus albus*, il secondo con distribuzione esclusiva-

mente meridionale, crescono prevalentemente nel Ticino meridionale. Queste specie non sono comunque rilevanti per una differenziazione di tipi di vegetazione regionale.

Il numero di specie rilevate è alto in tutti i prati (fig. 6) e corrisponde ai valori registrati in altre ricerche sui prati naturali svolte altrove in Svizzera (THOMET *et al.* 1989). Le associazioni prative del nostro studio non registrano differenze marcate per quanto riguarda il numero di specie presenti. I prati concimati freschi (tipo 9 e 11) hanno valori leggermente inferiori rispetto agli altri; sono comunque notevolmente più ricchi di specie, rispetto ai prati pingui che troviamo oggi al nord delle Alpi. Le due unità delle associazioni dei prati magri (*Mesobromion* e *Nardion*) si distinguono, da quelle dei prati più ricchi di sostanze nutritive, nel numero totale di specie minacciate della Lista rossa presenti; solo in tre degli undici tipi di prato sono però state rilevate una o due specie della Lista rossa (LANDOLT 1991).

Le associazioni prative della fascia montana inferiore del Ticino rappresentano fitosociologicamente un'entità di transizione, la composizione floristica tipica delle rispettive associazioni viene infatti generalmente espressa ad altitudini inferiori (*Mesobromion*, *Arrhenatherion*) o superiori (*Polygonum* - *Trisetion*, *Nardion*) (ELLENBERG 1986). La posizione intermedia dei prati ticinesi, studiati durante la nostra ricerca, viene confermata dal confronto con associazioni prative di altre regioni della Svizzera (*Arrhenatherion*, *Polygonum* - *Trisetion*, *Mesobromion* e "*Festuco* - *Agrostietum*") (STUDER-EHRENSBERGER & HÄFELFINGER in prep.).

Fig. 6. Modello della suddivisione dei prati della fascia montana del Ticino in 11 tipi, con le loro caratteristiche, elaborato tenendo conto della composizione floristica e dei valori di copertura delle specie. Affinità tra i diversi tipi basate su un'analisi gerarchica (Cluster analysis, MULVA-4 WILDI & ORLOCI 1990). Valori degli indicatori ecologici secondo LANDOLT (1977). Regioni: Al Alpi interne, PIP Prealpi insubrico - piemontesi, PSO Prealpi sudorientali (regioni biogeografiche secondo OZENDA 1988). I valori delle specie della Lista rossa (LANDOLT 1977) significano: "numero di specie della Lista rossa rilevato nel tipo di prato" / "numero di specie della Lista rossa rilevato in media per rilevamento". Superfici zool. superfici dei rilevamenti zoologici (fig. 10). Nomi italiani delle associazioni prative secondo GALLAND & GONSETH (1990), ad eccezione di "*Festuco* - *Agrostietum*".

tipi di prato

valori degli indicatori ecologici:

reazione

umidità

sostanze nutritive

associazione
prativa

altitudine m s.m.

esposizione

regione AI (n)

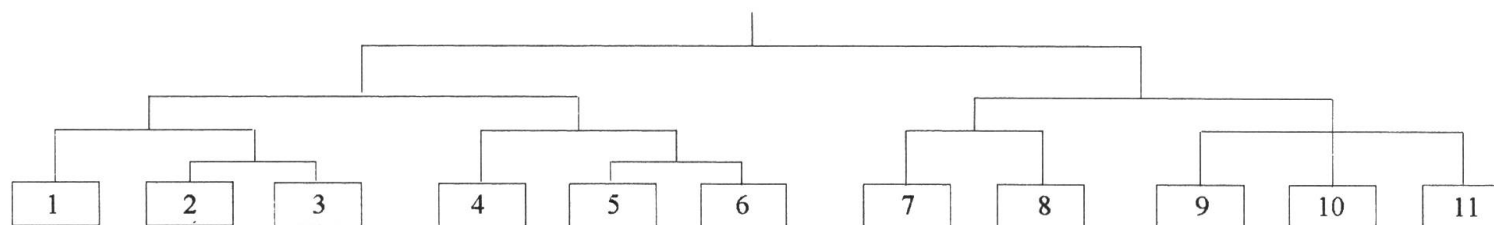
regione PIP (n)

regione PSO (n)

numero di specie

specie della
Lista rossa

superfici zool.



reazione	3.1	3.0	3.1	3.1	3.1	3.2	2.8	2.7	2.9	2.8	2.9
umidità	2.4	2.5	2.4	2.6	2.5	2.5	2.4	2.7	2.7	2.8	3.0
sostanze nutritive	2.6	2.6	2.6	2.8	2.8	2.8	2.4	2.6	2.9	2.8	3.3
associazione prativa	prati secchi			"prati concimati magri"			prati e pascoli magri acidi		"prati con Agrostis e Festuca"		pr. concim. montani e subalpini
	MESOBROMION			"PRATI CONCIMATI MAGRI"			NARDION		"FESTUCO-AGROSTIETUM"		POLY-GONO-TRISETION
altitudine m s.m.	950m	945m	1050m	1050m	1050m	1050m	1100m	800m	1000m	800m	750m
esposizione	prevalentemente versanti esposti a sud							prevalentemente versanti esposti a nord			
regione AI (n)	20	4		7	1				2		
regione PIP (n)	1	27			8		5	8	6	5	3
regione PSO (n)	1	1	10		3	4			2		
numero di specie	44	39	51	37	43	46	43	45	34	47	31
specie della Lista rossa	10 / 0.9	7 / 0.5	7 / 2.6	2 / 0.4	0 / 0.3	3 / 0.8	5 / 1.6	5 / 2.3	0 / 0	2 / 0.4	0 / 0
superfici zool.	A1	C1,A2,A3	D		B			C2			C2

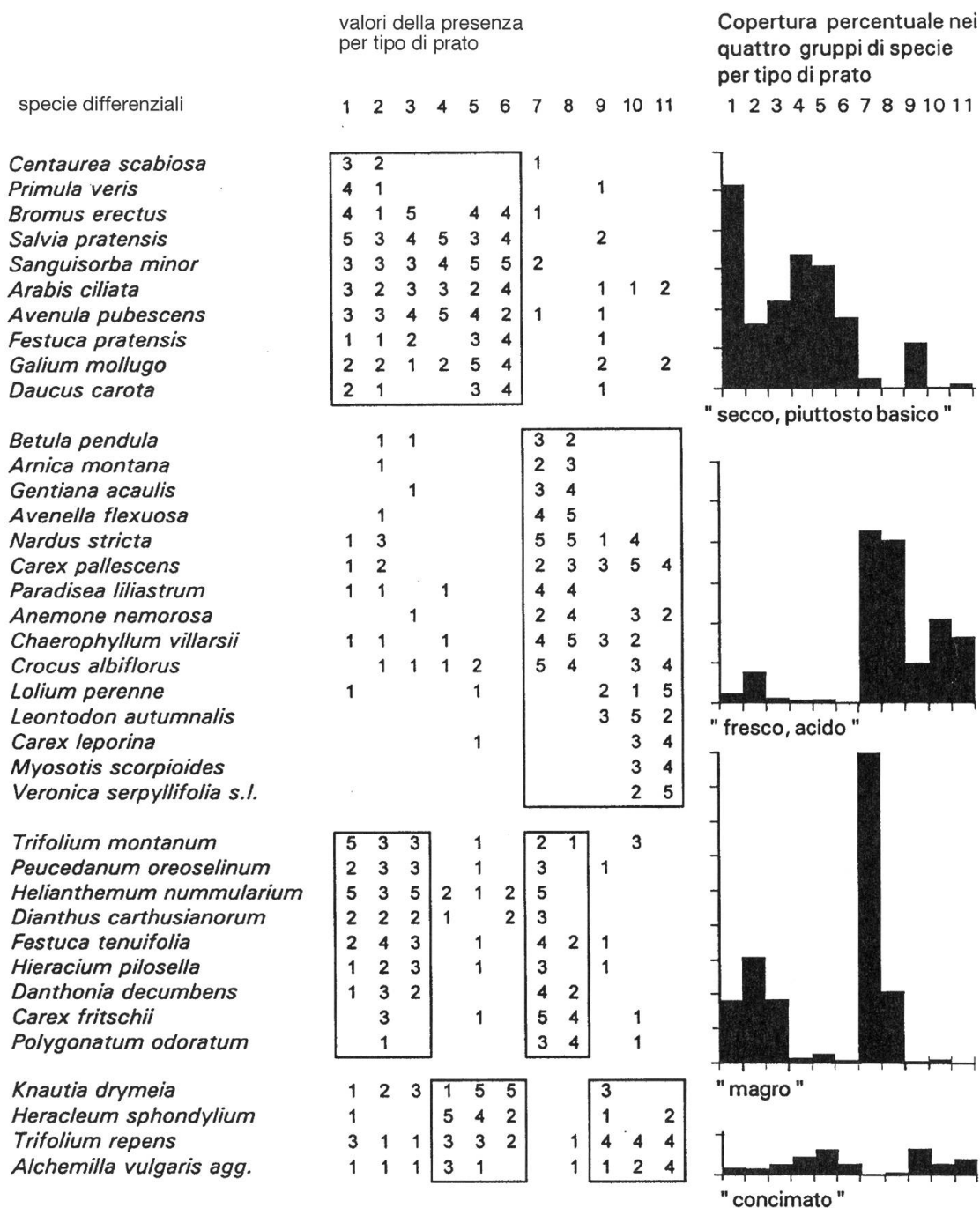


Fig. 7. Specie differenziali per i tipi di prato 1,2 e 3 prati secchi; 4, 5, e 6 "prati concimati magri"; 7 e 8 pascoli e prati magri acidi; 9, 10 e 11 prati concimati montani e subalpini e prati a *Agrostis* e *Festuca* delle quattro unità superiori individuate. I valori della presenza da 1 a 5 rappresentano cinque classi di presenza, rispettivamente 1 - 20%, 21 - 40%, 41 - 60%, 61 - 80%, > 80%. L'unità della scala dei valori di copertura, nei grafici riferiti ai quattro gruppi di specie, corrisponde al 5% di copertura della superficie rilevata.

I prati del Ticino di questa fascia altitudinale sono da collocare, per quanto riguarda il gradiente delle sostanze nutritive (derivato dalla composizione floristica), tra i prati secchi (*Mesobromion*) di pianura e le diverse associazioni di prati concimati. Essi assumono generalmente una posizione intermedia chiara lungo il gradiente altitudinale: tra prati concimati di bassa altitudine e quelli della fascia montana e alpina. Tale posizione può derivare dal fatto che, da una parte molte specie tipiche delle diverse associazioni sono raramente presenti nei nostri rilevamenti, a volte mancano totalmente. Questo vale ad esempio per specie molto frequenti nei prati secchi di bassa altitudine (tra le altre la *Medicago lupulina*, la *Plantago media*, l'*Origanum vulgare*), che sono presenti nel Ticino anche nei prati della fascia collinare e submontana e nella stessa associazione. D'altra parte vi sono pure specie rilevate con valori di presenza superiori in tutti i tipi di prato del Ticino (fascia montana), rispetto alle associazioni prative di confronto della Svizzera (ad esempio l'*Agrostis tenuis*, il *Phyteuma betonicifolium*, la *Briza media*, il *Clinopodium vulgare*). Una ricorrenza massiccia di queste specie nei prati della fascia montana inferiore è stata pure constatata dal confronto dai rilevamenti di 170 prati effettuati in tutto il territorio cantonale tra i 200 e i 2000 m d'altitudine (A. Stampfli, K. Studer-Ehrensberger, A. Valsangiacomo com. pers.).

Il confronto con associazioni prative di diverse regioni svizzere permette inoltre di riconoscere una serie di specie vegetali che ricorrono unicamente, o almeno con più frequenza, nei prati del Ticino (STUDER-EHRENSBERGER & HÄFELFINGER in prep.). La tabella 6 presenta le specie per le quali il Ticino è una porzione considerevole dell'areale di distribuzione in Svizzera (secondo WELTEN & SUTTER 1982).

2.1.4 Prati abbandonati

Il confronto generale tra prati regolarmente gestiti e prati abbandonati del capitolo I/2.1.2 ha dimostrato che questi ultimi sono meno uniformi nel tipo di vegetazione, rispetto ai primi. I prati abbandonati del nostro progetto hanno infatti un aspetto eterogeneo: possono essere simili ad un prato da sfalcio oppure dominati da una sola specie vegetale. Il fattore comune a tutti i prati abbandonati è la passata gestione agricola.

Nella scelta delle superfici di rilevamento fitosociologico sono state poste solo poche limitazioni, in modo da ottenere un quadro il più completo possibile della diversità di vegetazione presente nel Ticino. I versanti esposti a nord e le superfici utilizzate un tempo unicamente per il pascolo sono stati tuttavia esclusi dall'indagine. La ricerca ha interessato principalmente i prati abbandonati erbosi, cioè con una copertura di cespugli minima. Non è stato però posto un limite fisso al grado di cespugliamento, in quanto il passaggio da uno stadio erboso ad uno cespuglioso è spesso graduale e non omogeneo, soprattutto in superfici vaste. L'analisi che segue si basa su 324 rilevamenti di prato abbandonato, dei quali due terzi con una copertura di cespugli inferiore al 5% e meno di un quinto con copertura di cespugli o alberi maggiore al 25%. La descrizione fitosociologica dei prati abbandonati si fonda, come abbiamo già visto per i prati gestiti, su un'analisi della composizione floristica e dei valori di copertura delle specie presenti, che permette di raggruppare, grazie alle affinità, i rilevamenti in gruppi omogenei (HÄFELFINGER in prep.). Le unità utilizzate per la descrizione dei prati abbandonati e dei successivi cambiamenti che si riscontrano in questi ambienti, a differenza di quanto visto per i prati gestiti, non vengono considerate associazioni in senso fitosociologico.

I rilevamenti effettuati nei prati abbandonati possono venire suddivisi in 13 unità, che in base alle loro affinità si possono raggruppare in 4 unità superiori (fig. 8). Le quattro unità superiori includono per lo più i prati abbandonati di regioni ben precise, la suddivisione regionale corrisponde essenzialmente con quella biogeografica del Ticino proposta da OZENDA (1988). Le regioni biogeografiche ticinesi della fascia montana vengono caratterizzate soprattutto dal clima e dal substrato geologico, coincidono perciò con la compartimentazione naturale delle Alpi (cap. I/2.1.1). Pensiamo che questi due fattori siano determinanti anche per la composizione floristica della vegetazione dei prati abbandonati. La linea che delimita, per la fascia montana, le valli settentrionali, appartenenti alle Alpi interne, dal comparto delle Prealpi insubriche - piemontesi taglia il Ticino da Bodio (Valle Leventina) alla Val Pontirone (Valle di Blenio).

Tab. 6. Lista di specie per le quali il Ticino rappresenta un importante centro di distribuzione (grassetto) o una parte ragguardevole dell'areale di distribuzione svizzero. Le specie sono state scelte grazie ad un confronto tra prati della fascia collinare e montana del Ticino e associazioni prative di diverse regioni svizzere, senza considerare i pascoli magri acidi (*Nardion*) (STUDER-EHRENSBERGER & HÄFELFINGER in prep.). Valutazione dell'areale di distribuzione secondo WELTEN & SUTTER (1982).

prati della fascia collinare e montana del Ticino		
collinare e montana	solo collinare	solo montana
<i>Carex fritschii</i>	<i>Campanula bononiensis</i>	
<i>Centaurea bracteata</i>	<i>Thesium linophyllon</i>	
<i>Centaurea nigrescens</i>		
<i>Centaurea triumfettii</i>		
<i>Chrysopogon gryllus</i>		
<i>Cruciata glabra</i>		
<i>Galium rubrum</i>		
<i>Knautia drymeia</i>		
<i>Polygala pedemontana</i>		
<i>Achillea roseo-alba</i>	<i>Muscari comosum</i>	<i>Poa chaixii</i>
<i>Asphodelus albus</i>		
<i>Cirsium erisithales</i>		
<i>Festuca heterophylla</i>		
<i>Festuca tenuifolia</i>		
<i>Lychnis viscaria</i>		
<i>Peucedanum oreoselinum</i>		
<i>Poa violacea</i>		

La regione posta a sudest di Lugano fa parte delle Prealpi calcaree sudorientali (OZENDA 1988, STEIGER 1994). Le altre possibili suddivisioni geografiche dei prati abbandonati del Ticino, ad esempio Sottoceneri / Sopraceneri, risultano statisticamente meno significative¹.

Malgrado la suddivisione regionale dei prati abbandonati appaia chiara, sono state trovate solo poche specie che delimitano regioni intere. Le specie differenziali sono state rilevate in grande numero unicamente in alcune delle 13 unità inferiori (tab. 8). Queste specie sono presenti nelle unità inferiori e sono per esse caratteristiche; non sono tuttavia adatte ad evidenziare la affinità all'interno di tutta la regione, cioè dell'unità superiore. L'unità inferiore 9 è stata ad esempio inclusa nella stessa unità superiore delle unità 7, 8 e 10, senza che esse abbiano delle specie differenziali in comune. L'appartenenza ad un'unità superiore, quindi ad una regione biogeografica, sembra essere piuttosto determinata da uno spostamento di tutto lo spettro delle specie presenti nei prati abbandonati.

L'età dei prati abbandonati, cioè il tempo passato dalla cessazione della gestione agricola del fondo, è stata determinata grazie all'analisi delle successive riprese fotografiche aeree (HÄFELFINGER in prep.), ad esempio la figura 3 mostra le riprese effettuate a distanza di decenni dell'area di studio di Pree e Poma, sul Monte Generoso. L'età dei prati abbandonati sembra influire in modo poco incisivo sulla suddivisione proposta sopra; nelle unità superiori e inferiori sono infatti incluse superfici di età molto diversa (fig. 8). Alcune unità, in particolare

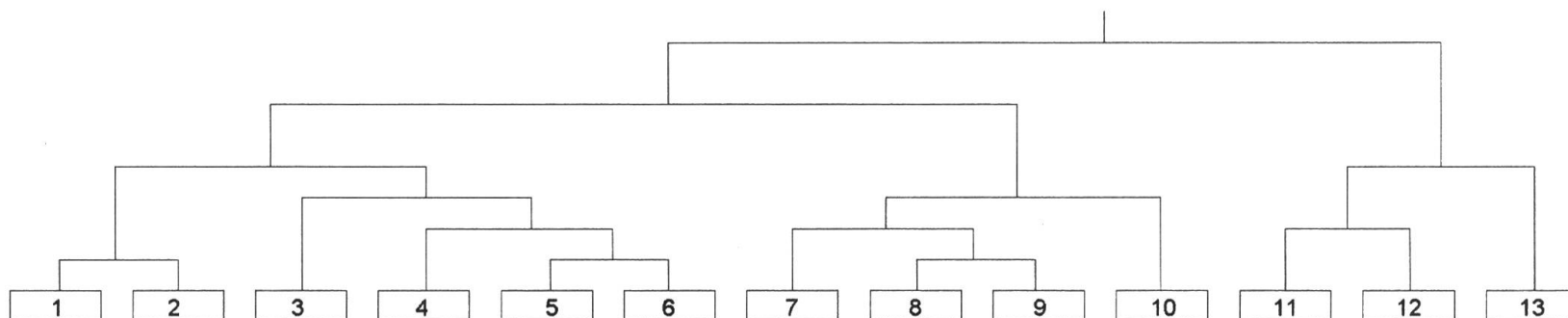
¹ Concordanza con le regioni biogeografiche di OZENDA, (1988): test X^2 $p < 0.01$, e 3 unità su 4 con valore di cella X^2 significativo, coefficiente di contingenza = 0.744. Concordanza con la suddivisione Sottoceneri / Sopraceneri: test X^2 $p < 0.01$, 2 unità su 4 con valore di cella X^2 significativo, coefficiente di contingenza = 0.503.

2, 4 e 7, raggruppano tendenzialmente stadi giovani, dove sono presenti molte specie dei prati regolarmente gestiti e che raramente troviamo in prati abbandonati da più di 30 anni (ad esempio le unità 10 e 11). Le affinità tra i gruppi sembrano tuttavia essere determinate in minor misura dall'età d'abbandono, quanto piuttosto dall'appartenenza ad una certa regione biogeografica. Una sola unità superiore (unità inferiore 11, 12 e 13) include prati abbandonati da molto tempo e con un numero medio di specie presenti basso. A questo proposito si veda al capitolo I/5, dove l'accento è posto sul cambiamento della vegetazione dei prati abbandonati nel tempo.

La dominanza di una sola specie è un fenomeno che si osserva spesso nei prati abbandonati. Abbiamo perciò cercato di determinare quali specie diventano dominanti, dopo l'abbandono dei prati del Ticino, nonché la possibilità di utilizzarle per la caratterizzazione dei diversi tipi di prato abbandonato. A questo scopo sono state considerate unicamente le specie dello strato erbaceo ed è stato possibile individuare 11 specie presenti in almeno cinque rilevamenti con una copertura maggiore al 25%, delle quali 8 sono graminacee. Queste specie si differenziano per quanto riguarda le loro caratteristiche e necessità stagionali (tab. 7 e fig. 9), alcune sono sporadicamente presenti anche nei prati gestiti con coperture considerevoli. Ciò vale soprattutto per l'*Agrostis tenuis* e la *Festuca rubra*, che compaiono solo raramente come specie dominanti nei prati abbandonati, dove preferiscono suoli più freschi e più ricchi di sostanze nutritive. Altre quattro specie sono considerate come "tolleranti lo stress"^G (GRIME *et al.* 1988), sembrano crescere meglio in luoghi dove le condizioni stagionali sono estreme. Sviluppano ad esempio una grande copertura su suoli aridi e basici (il *Bromus erectus*) oppure magri e acidi (la *Calluna vulgaris* e la *Carex fritschii* / *pilulifera*), mentre la *Festuca ovina* cresce per lo più in stazioni con suoli poco profondi e aridi. Le specie *Brachypodium pinnatum* e *Molinia arundinacea* risultano spesso dominanti, vengono ritenute tolleranti lo stress e molto concorrenziali^G (GRIME *et al.* 1988) e le loro foglie morte formano in inverno strati consistenti di stame. Esse hanno la capacità di accumulare, al contrario di molte altre specie, sostanze nutritive nei rizomi o nella base dello stelo, ciò che permette loro, in primavera, di crescere attraverso lo strato di stame (SCHIEFER 1981 cit. in STÖCKLIN & GISI 1989). Uguali caratteristiche le possiedono il *Calamagrostis epigeios*, l'*Holcus mollis* e il *Pteridium aquilinum* (tab. 7), tutte e tre specie molto concorrenziali e raramente presenti con coperture basse. Queste 11 specie dominanti contribuiscono alla caratterizzazione dei prati abbandonati e, anche se generalmente la differenziazione dei diversi tipi viene determinata dalla composizione floristica completa, in più della metà dei casi essa risulta possibile anche tramite le sole specie dominanti citate sopra. Alcune di esse fanno registrare una presenza massiccia significativa in singole unità, per le quali risultano quindi caratteristiche (HÄFELFINGER in prep.).

Fig. 8. Schema dei 13 tipi di prato abbandonato (unità inferiori) della fascia montana del Ticino, con le loro caratteristiche e raggruppati nelle 4 unità principali, elaborato in base alla composizione floristica della vegetazione e ai valori di copertura delle specie. Sono illustrate schematicamente le relazioni di affinità tra le 13 unità, elaborate grazie all'analisi gerarchica (Cluster analysis, MULVA-4 WILDI & ORLOCI 1990). Le unità che corrispondono alle regioni biogeografiche di OZENDA (1988) sono ombreggiate (test χ^2 , tutti $p < 0.01$). Le caratteristiche del terreno sono state dedotte dalle medie delle misurazioni del pH (indicatore di Hellige) e i valori degli indicatori ecologici secondo LANDOLT (1977). Le specie dominanti riportate hanno fatto registrare una presenza e dei valori di copertura maggiori e significativi nelle rispettive unità (analisi delle varianze). I valori delle specie della Lista rossa significano: "numero di specie totale rilevato nel tipo di prato abbandonato" / "numero medio di specie della Lista rossa registrato per rilevamento della vegetazione". Superfici zool. superfici dove sono stati effettuati anche i rilevamenti zoologici (fig. 10). Nomi delle piante abbreviati con le prime tre lettere del genere e della specie (es. *Brachypodium pinnatum*: Bra pin).

tipi di prato
abbandonato



numero di specie

regione bio-
geografica

età (anni)

caratteristiche
del suolo

specie
dominanti
dello
strato
erbaceo

copertura di
specie legnose

specie legnose
dominanti

specie della
Lista rossa
superfici zool.

37	31					29				17		
Alpi interne	Prealpi insubrico - piemontesi					Prealpi sudorientali				Prealpi insubrico - piemontesi		
da 3 a 33	da 3 a 24	da 9 a 36	da 3 a 23	da 4 a 46	da 3 a 46	da 3 a 31	da 22 a 46	da 9 a 38	34	da 1 a 57	da 13 a 46	da 12 a 37
leggermente basico secco	acido abbastanza ricco di humus					parzialmente basico				acido, piuttosto fresco ricco di humus		
Bra pin Bro ere	Bra pin Bro ere Agr ten	Bra pin Car fri Fes ovi	Bra pin Fes rub	Bra pin Car fri Agr ten	Bra pin Car fri Bro ere	Bra pin Fes ovi Fes rub	Bra pin Agr ten	Bra pin Mol aru	Mol aru	Car fri Pter aqu Mol aru Agr ten	Bra pin Pter aqu	Bra pin Car fri
0 - 40%	0 - 98%	0 - 75%	0 - 3%	0 - 75%	0 - 70%	0 - 90%	0 - 100%	1 - 95%	0 - 95%	0 - 100%	0 - 85%	0 - 75%
	Cor ave	Bet pen		Bet pen	Cyt sco		Cor ave Bet pen	Cor ave		Bet pen Cyt sco		Bet pen
4 / 0.5	6 / 0.5	2 / 0.4	3 / 0.2	3 / 0.2	3 / 0.3	2 / 1.9	9 / 1.1	5 / 0.2	18 / 5.7	4 / 0.1	0 / 0	5 / 0.9
		C1			B		D		E			C2

Tab. 7. Lista di specie che presentano, in almeno 5 rilevamenti di prato abbandonato, una copertura superiore al 25% ($n = 324$ rilevamenti). Tipi biologici secondo ELLENBERG (1979): H hemikryptofita, G geofita, Z chamaefita legnoso. Tipi di strategie secondo GRIME (1988): C molto concorrenziale, S tollerante lo stress, R "ruderaale".

specie	numero di presenze in 324 rilevamenti	probabilità percentuale per una copertura maggiore al 25%	tipo biologico secondo ELLENBERG 1979	tipo di strategia
<i>Agrostis tenuis</i>	178	3%	H	C - S - R
<i>Festuca rubra s. latissimo</i>	163	4%	H	-
<i>Bromus erectus</i>	98	9%	H	C - S - (R)
<i>Calluna vulgaris</i>	32	16%	Z	C - S
<i>Carex fritschii / pilulifera</i>	130	22%	H	S
<i>Festuca ovina</i>	72	13%	H	S
<i>Brachypodium pinnatum</i>	267	33%	G, H	C - S
<i>Molinia arundinacea</i>	103	34%	H	C - S
<i>Calamagrostis epigeios</i>	6	83%	G, H	-
<i>Holcus mollis</i>	11	55%	G, H	C
<i>Pteridium aquilinum</i>	74	62%	G	C

Il numero di specie presenti nei prati abbandonati è quasi sempre minore rispetto a quello registrato nei prati a gestione regolare; anche il numero di specie più frequenti nei prati abbandonati è relativamente piccolo (tab. 4). Nel capitolo I/5 viene dimostrata la correlazione tra numero di specie e data dell'ultima gestione agricola del prato. Si devono allora considerare i prati abbandonati, a causa del ridotto numero di specie che li popolano, ambienti poco interessanti per le piante? Al contrario, considerando la presenza di specie minacciate (LANDOLT 1991), essi risultano importanti tanto quanto i prati da sfalcio (fig. 6 e fig. 8). In Valle di Blenio e nel Mendrisiotto inoltre parecchi prati abbandonati si distinguono per la loro composizione botanica (tab. 8); generalmente si trovano in luoghi dal suolo basico e arido, dove crescono un grande numero di specie che si trovano unicamente nelle relative unità (1, 7 e 10). L'esempio più chiaro è l'unità 10, dove sono raggruppati i rilevamenti dei prati abbandonati del Monte San Giorgio; qui si registrano la maggior parte delle specie differenziali (in totale circa 60), ma mancano diverse specie che invece sono state rilevate in quasi tutte le altre unità. Un quinto delle specie, registrate in un rilevamento rappresentativo del Monte San Giorgio, sono menzionate nella Lista rossa.

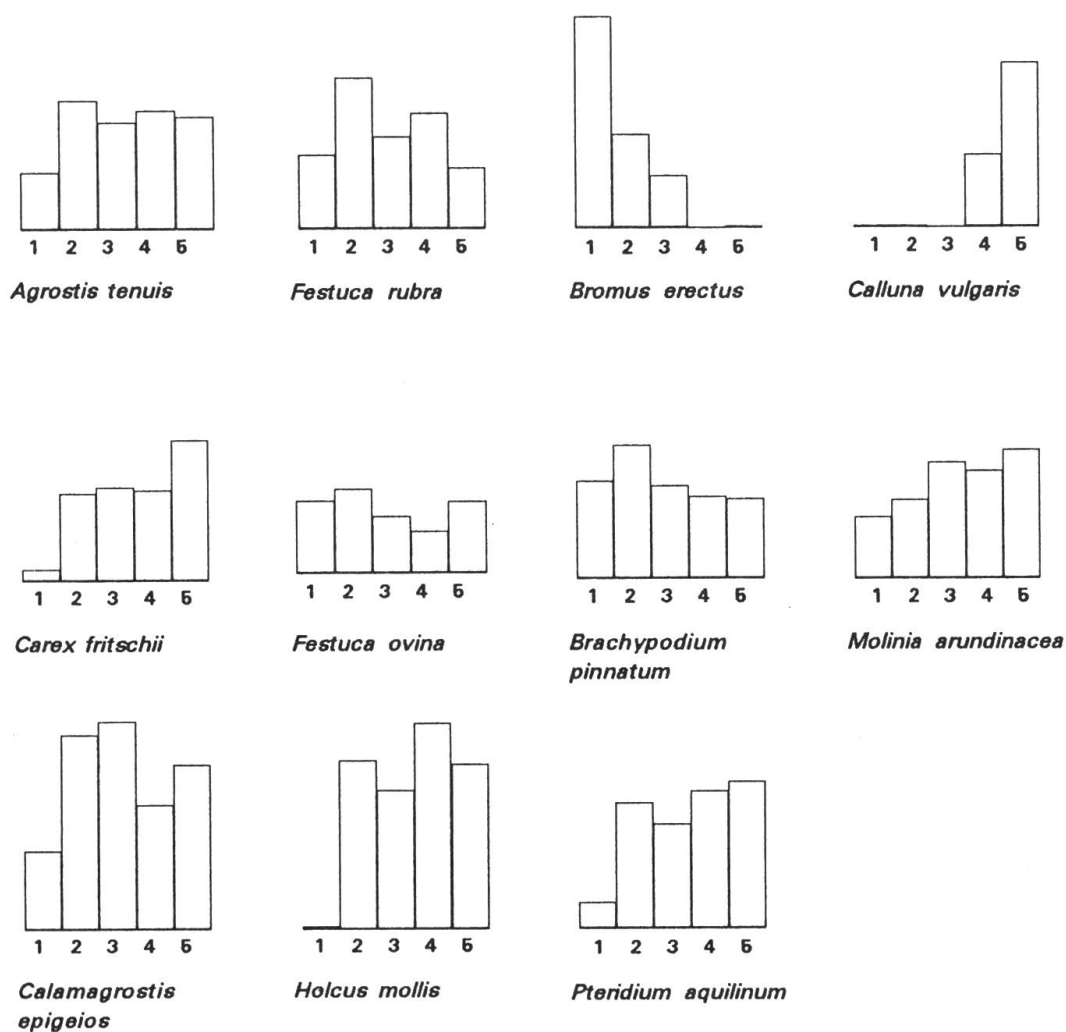


Fig. 9. Confronto relativo di specie dominanti per quanto riguarda le loro necessità stazionali. Per ogni fattore ecologico sono stati calcolati i valori medi, a seconda della presenza e dei valori di copertura della specie; i valori sono stati in seguito standardizzati. 1 misurazioni pH (indicatore di Hellige); 2 sostanze nutritive (indicatori ecologici, LANDOLT 1977); 3 profondità del terreno (stima, HÄFELFINGER in prep.); 4 umidità (indicatori ecologici, LANDOLT 1977); 5 presenza di humus (stima, HÄFELFINGER in prep.).

Tab. 8. Specie differenziali dei 13 tipi e, in parte, delle quattro unità superiori dei prati abbandonati. I valori da 1 a 5 corrispondono a cinque classi di presenza: 1 - 20%, 21 - 40%, 41 - 60%, 61 - 80% e > 80%.

unità inf. dei prati abbandonati numero di specie per superficie	1 137	2 185	3 98	4 126	5 124	6 154	7 152	8 132	9 107	10 108	11 114	12 101	13 91
<i>Artemisia campestris</i>	4
<i>Cuscuta europaea</i>	5
<i>Minuartia laricifolia</i>	4
<i>Ononis spinosa s.l.</i>	5	2
<i>Veronica spicata</i>	4
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5	1	.	.	.	2	1	.
<i>Koeleria cristata</i>	5	2	2
<i>Phleum phleoides</i>	5	1
<i>Potentilla neumanniana</i>	4	1	.	.	.	1
<i>Acinos alpinus</i>	4	1
<i>Agrimonia eupatoria</i>	4	.	.	2	.	2
<i>Primula veris</i>	4	5	.	3	1	3	.	.	2	.	.	1	.
<i>Prunella vulgaris</i>	2	2	2	5	2	.	.	2	.	.	.	1	.
<i>Chrysopogon gryllus</i>	.	.	4	.	3	.	.	.	2	.	.	.	1
<i>Potentilla rupestris</i>	.	.	4	2	1
<i>Trifolium repens</i>	2	.	.	5	1
<i>Deschampsia caespitosa</i>	.	.	.	4	1
<i>Avenella flexuosa</i>	.	1	2	2	2	1	3	.	5
<i>Lilium bulbiferum ssp. croceum</i>	.	1	.	2	.	2	4	.	2	5	.	.	2
<i>Geranium sanguineum</i>	.	.	.	2	1	1	4	.	.	5	1	.	.
<i>Carex humilis</i>	5	2	2	.	.	5	1	.	.
<i>Genista tinctoria</i>	4	.	2	.	.	.	2	.	.	5	.	.	.
<i>Hippocrepis comosa</i>	5	3	.	.	2	.	4	.	.	3	.	.	1
<i>Linum catharticum</i>	4	1	3	.	.	.
<i>Plantago media</i>	4	1	3	.	.	.
<i>Prunella grandiflora</i>	5	3	2	.	1	1	3	2	.	5	.	.	.
<i>Stachys recta s.l.</i>	4	5	2	2
<i>Teucrium chamaedrys</i>	5	2	.	.	.	1	5	2	.	5	1	.	.
<i>Asphodelus albus</i>	5	3
<i>Centaurea triumfettii</i>	4	2
<i>Festuca heterophylla</i>	5	3	2	.	.	1	.
<i>Helleborus niger</i>	4	3
<i>Potentilla reptans</i>	4	2
<i>Carex montana</i>	2	5	.	5	2	.	.
<i>Serratula tinctoria</i>	3	2	.	5	2	.	.
<i>Centaurea bracteata</i>	2	.	.	5	.	.	.
<i>Inula hirta</i>	3	.	.	5	.	.	.
<i>Koeleria pyramidata</i>	2	.	.	5	.	.	.
<i>Melittis melissophyllum</i>	2	.	.	5	.	.	.
<i>Polygala chamaebuxus</i>	2	.	.	5	2	.	1
<i>Trifolium rubens</i>	3	.	.	5	.	.	.
<i>Anthericum ramosum</i>	5	.	.	.
<i>Danthonia alpina</i>	5	.	.	.
<i>Dorycnium herbaceum</i>	5	.	.	.
<i>Euphorbia verrucosa</i>	5	.	.	.
<i>Gymnadenia conopsea</i>	.	1	5	.	.	1
<i>Hypochoeris maculata</i>	5	.	.	.
<i>Iris graminea</i>	5	.	.	.
<i>Laserpitium siler</i>	5	.	.	.
<i>Leucanthemum heterophyllum</i>	5	.	.	.
<i>Melampyrum cristatum</i>	5	.	.	.
<i>Melampyrum pratense</i>	.	.	2	5	.	.	1
<i>Peucedanum cervaria</i>	5	1	.	.
<i>Potentilla alba</i>	5	1	.	.
<i>Viola hirta</i>	5	.	.	.

2.2 ASSOCIAZIONI DI INVERTEBRATI

2.2.1 Premessa

Uno degli scopi dello studio dei prati magri e dei pascoli del Ticino, nonché dei loro stadi di successione, era di ottenere un quadro della fauna che li popola. Ci interessava sapere tra l'altro se anche le associazioni di invertebrati permettono di differenziare gli ambienti, in particolare i prati da sfalcio, i prati abbandonati erbosi e quelli già cespugliati. In questi tre ambienti si osservano delle strutture della vegetazione tipiche, che spesso rispecchiano lo sviluppo temporale del fenomeno della successione secondaria. La sequenza e specialmente la crescita di cespugli e alberi è però variabile e dipende da diversi fattori (cap. I/5, ZOLLER *et al.* 1984).

Le località considerate per i rilevamenti zoologici sono state solo 13 (superfici del programma - base^G, tab. 9), in quanto la raccolta di dati faunistici implica un notevole impiego di tempo. In diverse regioni geografiche del Ticino abbiamo scelto dei luoghi di studio dove era possibile trovare prati gestiti, accanto ad altri già abbandonati. I prati scelti sono distribuiti lungo lo spettro quasi completo della suddivisione ottenuta dall'analisi dei dati botanici (cap. I/2.1, fig. 6 e 8). Ciò significa che abbiamo rilevamenti faunistici solo per una o due superfici di alcune tra le unità inferiori del modello botanico. La dimostrazione dell'eventuale esistenza di associazioni faunistiche costanti, che accompagnino le unità di vegetazione individuate, necessiterebbe di molti più rilevamenti zoologici. Con i dati a disposizione è però possibile dimostrare se la composizione delle comunità di invertebrati è influenzata piuttosto dalla struttura dell'ambiente, oppure dalla regione geografica.

Per le ricerche zoologiche del progetto sono stati scelti sei gruppi di invertebrati, con esigenze ecologiche diverse: aracnidi, carabidi, lepidotteri diurni (inclusi esperidi e zigenidi), ortotteri (senza tetrigidi) e diplopodi.

I diplopodi sono decompositori e necessitano quindi di sufficiente materiale vegetale in via di decomposizione, nonché di un clima umido (DEMANGE 1981). Gli aracnidi, i carabidi e gli ortotteri sono carnivori, rispettivamente erbivori non specializzati. La presenza di questi invertebrati dipende soprattutto dalla struttura dell'ambiente e dalle condizioni microclimatiche, che di conseguenza vi si sviluppano (OSCHMANN 1973, SÄNGER 1977, THIELE 1977, HÄNGGI 1989b). Gli eterotteri sono un gruppo ecologicamente più eterogeneo, che comprende specie vegetariane e carnivore non specializzate, così come specie che dipendono da un certo gruppo di piante (WACHMANN 1989). Da ultimo i lepidotteri diurni sono molto spesso dipendenti da una pianta ben precisa, necessaria per l'alimentazione del bruco; tuttavia anche la loro presenza viene, in una certa misura, influenzata dal microclima (SBN 1987, MORRIS & THOMAS 1990).

La raccolta dei dati è stata effettuata con metodi standard, ad eccezione che per i diplopodi; per gli aracnidi, i carabidi e i diplopodi sono state usate trappole Barber^G, gli ortotteri e i lepidotteri sono stati rilevati grazie al metodo dei transetti^G, gli eterotteri con il retino falciatore^G.

Tab. 9. Superfici studiate e gruppi di invertebrati considerati. Tipo di habitat semplificato. A aracnidi, C carabidi, O ortotteri, L lepidotteri diurni, E eterotteri, D diplopodi, + dati del gruppo disponibili, . dati del gruppo non disponibili. Descrizioni dettagliate di queste superfici si trovano nell'appendice B. * per ciascun luogo di indagine sono state rilevate più superfici dello stesso tipo di habitat.

regione	località di studio	tipo di ambiente	A	C	O	L	E	D	
Valle di Blenio	Negrentino	prato magro	+	+	+	+	+	+	
		prato concimato	+	+	+	+	+	+	
	Brinzosca	prato magro	+	+	+	+	+	.	
		prato concimato	+	.	
		prato abbandonato							
		erboso	+	+	+	+	.	+	
	Valà Fisigiora	prato magro	+	+	+	+	+	+	
		prato abbandonato							
	Valle Morobbia	Melera	cespugliato	+	.
			prato magro	+	+	+	+	+	+
prato concimato									
magro			+	+	+	+	+	+	
prato abbandonato									
Centovalli	Lionza	cespugliato	+	+	+	+	+	+	
		prato magro	.	.	+	+	+	.	
		prato abbandonato							
		cespugliato	+	.	+	+	+	.	
		prato abbandonato							
	Palagnedra	erboso	+	+	+	+	+	.	
		prato magro	+	+	+	+	.	.	
		prato concimato							
		magro	+	+	+	+	.	.	
		prato abbandonato							
Monte Generoso	Pree	erboso	+	+	+	+	.	.	
		prato magro	+	+	+	+	+	+	
		pascolo	+	+	+	+	+	+	
		prato concimato							
		magro	.	.	+	+	+	.	
	Poma	prato abbandonato							
		cespugliato	+	+	+	+	+	+	
	Peregai	prato magro	.	.	.	+	+	.	
		prato abbandonato							
		erboso	.	.	.	+	+	.	
Monte San Giorgio	Paruscera	prato abbandonato							
		cespugliato	+	+	+	+	+	+	
	Forello	prato abbandonato							
		erboso	+	+	+	+	+	+	
	Cugnoli	prato abbandonato							
	erboso	+	+	.	.	+	.		

2.2.2 Ricchezza di specie

I prati magri aridi sono considerati generalmente ambienti molto ricchi di specie (ad esempio SBN 1984). Il grande numero di specie vegetali presenti nei prati da sfalcio e abbandonati della fascia montana del Ticino è già stato sottolineato nel capitolo I/2.1. Ciò vale anche per gli invertebrati? La risposta non è semplice e può essere completa solo dopo un confronto con ambienti simili di altre regioni medioeuropee. Lo sforzo per l'allestimento delle liste faunistiche, nel caso di un confronto, dovrebbe tuttavia essere uguale, il numero di specie rilevate dipende infatti anche dall'intensità di ricerca (KREBS 1989).

Il numero di specie della maggior parte dei gruppi di invertebrati studiati può essere considerato molto alto, rispetto a quello raccolto in ambienti prativi di altre regioni svizzere (tab. 10). Durante uno studio condotto in diversi tipi di prato nel canton Berna è stato rilevato ad esempio un numero molto minore di **ortotteri** (da 4 a 10) (UNA & INSECTA 1994), ma in questi casi i prati sono stati visitati solo due volte. Altri studi nei Grigioni (NADIG & STEINMANN 1972), nel canton Sciaffusa (GERLOFF 1993) e in Austria (SMETTAN 1991) hanno pure fatto registrare un numero minore di specie in ambienti simili. Durante ricerche paragonabili in cariceti del Piano di Magadino e della pianura della Reuss sono state rilevate ben 20 specie di **eterotteri** in meno per ogni superficie campione (OTTO 1991, 1992). Da due ulteriori studi presso Üetli-berg e al Parco nazionale svizzero si erano ottenute al massimo 32, rispettivamente 57 specie per prato (MAURER 1965, VOELLMY & SAUTER 1983). La ricchezza di **aracnidi** delle singole superfici campione, circa 45 specie ciascuna, rispecchia quanto rilevato in altri studi con uguale intensità di trappolaggio (HÄNGGI *et al.* 1995, A. Hänggi & B. Baur com. pers.). Anche il numero di **lepidotteri diurni** registrato è alto e rispecchia quello di altre ricerche effettuate in ambienti simili. ERHARDT (1985a, 1985b) aveva rilevato da 21 a 34 specie nei prati magri della fascia subalpina della Valle di Tavetsch; GONSETH (1994) da 4 a 24 specie (senza zig-nidi) in prati e pascoli del Giura, nei pressi di Neuchâtel. I **diplopodi** non sono finora mai stati oggetto di ricerche comparabili. Nelle superfici del nostro progetto sono stati trovati relativamente pochi **carabidi** (tab. 10); mentre durante diverse altre ricerche sono state censite da 35 a 82 specie, dove però l'intensità dei rilevamenti è stata maggiore (MAURER 1974, LIENEMANN 1982, NIEMELÄ & HALME 1992, DÜLGE *et al.* 1994). D'altro canto nell'ambito di una ricerca svolta in un prato secco della regione di Nordeifel (Germania) sono pure state rilevate solo 12 specie (BECKER 1977).

Le diverse regioni geografiche del Ticino presentano a tratti una grande differenza nella ricchezza delle specie dei gruppi considerati. Nelle Centovalli ad esempio sono stati censiti meno carabidi, mentre sul Monte Generoso e sul Monte San Giorgio meno eterotteri rispetto alle altre regioni (tab. 10). Nei prati abbandonati da lungo tempo sono stati rilevati 50 diversi aracnidi, un numero sorprendentemente alto. È però necessario sottolineare il fatto che non esistono dati confrontabili, le poche ricerche in ambienti simili sono state infatti condotte con l'utilizzo di parecchi metodi di raccolta contemporaneamente (cit. in HÄNGGI *et al.* 1995). Solo gli aracnidi e gli ortotteri hanno fatto registrare delle differenze nel numero di specie tra prati a gestione agricola regolare e prati abbandonati (tab. 10 e cap. I/6); il numero di specie varia però molto tra le superfici con lo stesso tipo di struttura. Il numero quasi costante di specie animali censite nei prati gestiti ed in quelli abbandonati non conferma i dati della vegetazione, per la quale si registra una diminuzione di specie nei prati abbandonati (cap. I/2.1).

Tab. 10. Numero di specie delle superfici studiate (n), numero minimo (min) e massimo (max) di specie censite nei prati gestiti (g) e in quelli abbandonati (a) delle regioni geografiche, nonché totale di specie dei due ambienti. Nel caso di un'unica superficie considerata il totale viene riportato nella colonna max; - superfici non rilevate.

		Valle di Blenio			Valle Morobbia			Centovalli			Monte Generoso			Monte San Giorgio			tot. spe- cie
		n	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	
aracnidi	g	6	29	51	2	41	49	2	27	28	2	50	54	—	—	—	206
	a	1	—	43	1	—	51	3	31	44	1	—	49	7	41	59	
carabidi	g	4	0	14	2	14	19	2	8	8	2	13	15-	—	—	—	52
	a	1	—	0	1	—	14	2	4	9	1	—	14	3	13	17	
ortotteri	g	4	8	15	3	12	16	4	6	17	2	7	14	—	—	—	36
	a	1	—	17	1	—	21	3	12	17	1	—	11	2	20	21	
lepidotteri diurni	g	4	20	32	2	19	29	4	16	30	2	24	29	—	—	—	70
	a	1	—	39	1	—	30	4	15	29	1	—	19	2	25	33	
eterotteri	g	5	33	50	2	49	49	2	31	46	4	22	31	—	—	—	160
	a	1	—	54	1	—	37	2	26	41	2	32	33	4	13	33	
diplopodi	g	3	0	5	2	4	6	2	—	0	2	5	7	—	—	—	17
	a	1	—	0	1	—	9	3	0	0	1	—	8	2	4	6	

2.2.3 Biogeografia ed ecologia

L'appartenenza ad una regione oppure l'ecologia, cioè le condizioni ambientali dei singoli prati, sono determinanti per la composizione specifica delle comunità animali e vegetali? La risposta a questa domanda è stata elaborata sulla base dei valori di affinità (indice di Renkonen^G), calcolati per le liste delle specie di ciascun prato, ed in seguito classificati^G grazie ad un'analisi gerarchica^G (cluster analysis). Questo metodo permette di visualizzare graficamente le relazioni di affinità tra le superfici campione, grazie ad un diagramma ad albero^G (dendrogramma) (VAN TONGEREN 1987). Quest'ultimo viene analizzato per individuare dei raggruppamenti chiaramente riconoscibili e determinati dal grado di affinità tra le superfici rilevate. Il livello del valore dell'indice di affinità nel quale si suddividono i gruppi gioca un ruolo importante nell'interpretazione del diagramma. Se due gruppi si differenziano ad un valore basso di affinità, ma al loro interno gli ulteriori valori di affinità sono alti, allora possiamo affermare che si tratta di gruppi chiaramente separati e definiti.

Grazie ai dati botanici delle superfici campione del programma - base formuliamo un esempio di interpretazione di un diagramma ad albero (dendrogramma). Le successive suddivisioni dell'albero vengono presentate dal basso verso l'alto del diagramma. La figura 10 mostra come un primo gruppo di rilevamenti (E) si separa già ad un livello di affinità vicino a 0.1; esso comprende i prati abbandonati del Monte San Giorgio. In seguito si staccano due prati abbandonati della Valle Morobbia (B) e del Monte Generoso (D). I prati concimati delle Centovalli (C2) occupano una posizione più isolata. Le altre superfici considerate si suddividono in due grandi gruppi: i prati gestiti e abbandonati delle Centovalli da una parte, tutte le altre parcelle regolarmente gestite dall'altra (ad eccezione della A2). All'interno di questi due gruppi c'è una maggiore affinità tra prati della stessa regione geografica; queste relazioni concordano con i risultati del capitolo 2.1.

La figura 11 illustra le relazioni d'affinità tra le superfici studiate e riferite ai cinque gruppi di invertebrati considerati. In quest'analisi sono stati utilizzati i dati di 17 superfici del programma - base, per le quali erano stati raccolti dati completi di quasi tutti i gruppi di invertebrati (ad

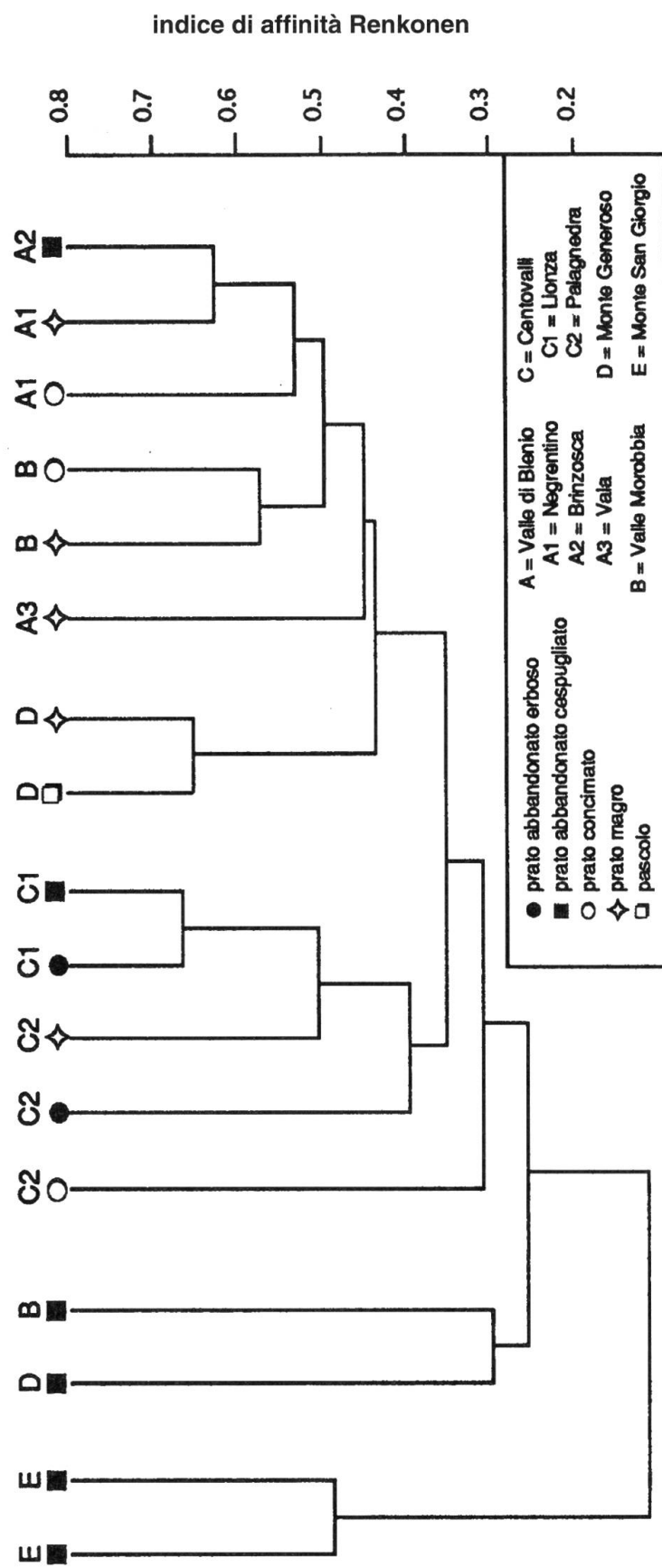


Fig. 10. Rappresentazione delle relazioni di affinità dei rilevamenti botanici di ogni superficie studiata, dove sono stati rilevati anche i gruppi di invertebrati. Indice di affinità secondo Renkonen; analisi gerarchica con l'algoritmo UPGMA.

eccezione degli eterotteri e dei diplopodi). I dati dei **diplopodi** sono stati eliminati da questa elaborazione poiché erano state raccolte solo 17 specie in 11 prati. Una differenziazione tra prati a gestione agricola regolare e prati abbandonati viene riscontrata nei dendrogrammi degli **ortotteri** e dei **carabidi**. I prati magri e i prati concimati non si differenziano ulteriormente all'interno del gruppo dei prati gestiti. L'appartenenza ad una certa regione geografica influisce invece maggiormente sulle ulteriori suddivisioni all'interno dei due gruppi principali dei prati gestiti e abbandonati. In particolare per quanto riguarda i carabidi si differenzia pure un gruppo molto eterogeneo, formato da un prato magro (A2), uno concimato (C2) e uno abbandonato (A2). Dal dendrogramma degli **aracnidi** si staccano dapprima i prati abbandonati del Sottoceneri (D e E), in seguito i prati gestiti del Monte Generoso (D) e alcune superfici gestite ed esposte a nord delle Centovalli (C2) con un prato concimato della Valle Morobbia (B). L'ultimo gruppo comprende una serie di superfici campione diverse sia per appartenenza regionale, sia per gestione. Per quanto riguarda gli **eterotteri** invece si suddividono dapprima i prati abbandonati del Monte San Giorgio (E) e quelli gestiti del Monte Generoso (D). Il terzo gruppo comprende le superfici della Valle di Blenio (A); a questo ne segue un quarto con i prati abbandonati delle Centovalli (C1) e tutti quelli della Valle Morobbia (B). Da ultimo si suddivide la superficie abbandonata del Monte Generoso (D). Il diagramma ad albero dei **lepidotteri diurni** presenta dapprima la suddivisione, ad un livello molto basso, di due prati con gestione e regione d'appartenenza diverse (C2 e D). Si possono poi individuare più o meno 4 gruppi: prati abbandonati delle Centovalli (C1 e C2), prati gestiti della Valle di Blenio (A2) e del Monte Generoso (D), prati abbandonati (E, B e A2) e da ultimo sei prati gestiti del Sopraceneri (A1, C2, B e A3).

I fattori, che determinano i raggruppamenti descritti sopra, sono diversi per ognuno dei gruppi di invertebrati considerati, solo così si possono infatti spiegare le differenze registrate nei dendrogrammi della figura 11. Tali fattori sono per carabidi e ortotteri principalmente le condizioni ecologiche stazionali, differenti a seconda del tipo di prato; mentre ad esempio per gli eterotteri sono l'appartenenza ad una certa regione geografica delle superfici considerate. La differenziazione tra prati magri e prati concimati è in generale ridotta, fatto che conferma anche la suddivisione poco chiara ottenuta con i dati botanici (cap. I/2.1).

2.2.4 Fauna stazionale caratteristica

Il peso, che i fattori ecologia e geografia hanno nella determinazione della composizione del corredo specifico dei prati studiati, è diverso a seconda del gruppo di invertebrati considerato. Ciò non indica però se all'interno dei singoli gruppi vi siano specie o gruppi di specie che possano servire alla caratterizzazione dei diversi tipi di ambiente. A seconda del caso può essere interessante sia una caratterizzazione a livello dell'intero Cantone, sia a livello regionale; perciò sono state determinate anche le specie caratteristiche degli ambienti considerati regionalmente. Per i gruppi con dati quantitativi (aracnidi, carabidi, diplopodi ed eterotteri) sono state considerate le specie delle quali si sono censiti almeno 20 individui e aventi almeno 80% delle presenze in un determinato ambiente. Per i gruppi con dati semiquantitativi^G (lepidotteri diurni e ortotteri) sono invece state considerate quelle con almeno il 70% dei valori di abbondanza in un certo ambiente e con una somma dei valori di abbondanza pari almeno a 3. In ogni caso restano escluse le specie presenti in una sola superficie campione. Gli ambienti sono stati suddivisi nei seguenti tipi: ambienti gestiti (sfalcio, pascolo) e abbandonati, prati magri e concimati, prati abbandonati dominati da piante erbacee (erbosi) e dominati da cespugli (cespugliati).

La tabella 11 elenca le specie estratte secondo questi criteri. Un numero di specie maggiore caratterizza gli ambienti "prati a gestione agricola" e "prati abbandonati", che si differenziano grazie a diverse specie di tutti i gruppi di invertebrati considerati. Per caratterizzare più dettagliatamente gli ambienti sono indicativi i carabidi (prati concimati) e gli aracnidi (prati abbandonati); questi ultimi in particolare per i prati abbandonati erbosi, mentre per quelli cespugliati sono utili specie di diversi gruppi.

È importante sottolineare che quest'analisi è stata effettuata con dati relativi unicamente al Ticino, ma che molte specie mostrano, in altre parti d'Europa, preferenze diverse nella scelta dell'habitat.

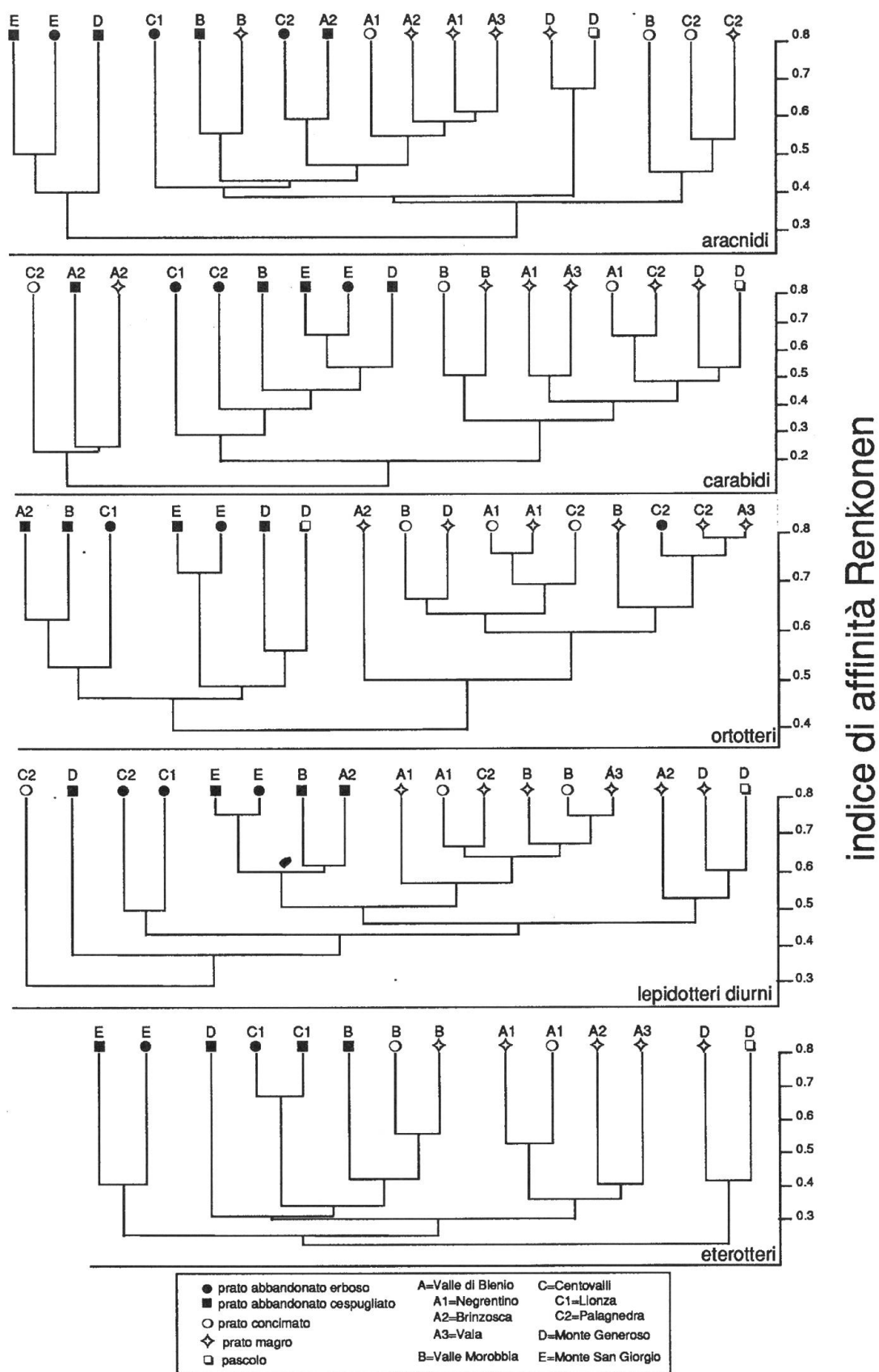


Fig. 11. Diagrammi ad albero relativi all'indice di affinità per le 17 superfici campione delle indagini zoologiche, considerando i gruppi di invertebrati degli aracnidi, dei carabidi, dei lepidotteri diurni, degli ortotteri e degli eterotteri (solo 14 superfici). Indice di affinità secondo Renkonen; analisi gerarchica effettuata con l'algoritmo UPGMA.

Tab. 11. Specie di invertebrati studiati risultate tipiche degli ambienti osservati e loro presenza nelle diverse regioni del Ticino. In ciascun gruppo le specie sono elencate secondo il numero di presenze. Regioni geografiche: A Valle di Blenio, B Valle Morobbia, C Centovalli, D Monte Generoso, E Monte San Giorgio. Invertebrati: A aracnidi, C carabidi, O ortotteri, L lepidotteri diurni, E eterotteri, D diplopodi. + specie presente, . specie non presente nella regione.

	A	B	C	D	E		A	B	C	D	E
prati						prati abbandonati					
A <i>Pachygnatha degeeri</i>	+	+	+	+	.	A <i>Drassodes pubescens</i>	+	+	+	+	+
A <i>Xysticus kochi</i>	+	+	+	+	.	A <i>Walckenaeria acuminata</i>	+	+	+	+	+
A <i>Arctosa figurata</i>	+	+	+	+	.	A <i>Peponocranium orbiculare</i>	+	+	+	+	+
A <i>Pardosa palustris</i>	+	+	+	.	.	A <i>Drassodes lapidosus</i>	+	.	+	+	+
A <i>Erigone dentipalpis</i>	+	+	+	.	.	A <i>Lepthyphantes pallidus</i>	.	+	+	+	+
A <i>Tiso vagans</i>	+	+	+	.	.	A <i>Lepthyphantes aridus</i>	.	+	+	+	+
A <i>Tricca lutetiana</i>	+	+	.	+	+	A <i>Euophrys frontalis</i>	.	+	+	+	+
A <i>Alopecosa cuneata</i>	+	.	+	+	.	A <i>Pardosa lugubris s.l.</i>	+	.	+	+	+
A <i>Trochosa ruficollis</i>	+	.	+	.	.	A <i>Micrargus herbigradus</i>	.	.	+	+	+
C <i>Calathus fuscipes</i>	+	+	+	+	.	A <i>Diplostyla concolor</i>	+	.	.	+	+
C <i>Calathus melanocephalus</i>	+	+	+	+	.	A <i>Walckenaeria furcillata</i>	.	+	.	+	+
C <i>Harpalus tardus</i>	+	+	.	+	.	A <i>Tegenaria fuesslini</i>	.	.	+	.	+
C <i>Harpalus rubripes</i>	+	.	.	+	.	A <i>Phrurolithus festivus</i>	+	.	.	.	+
O <i>Omocestus ventralis</i>	+	+	+	+	.	A <i>Centromerus sellarius</i>	.	.	.	+	+
L <i>Clossiana selene</i>	+	+	+	.	.	A <i>Ceratinella brevis</i>	+	.	.	+	.
L <i>Fabriciana adippe</i>	+	.	+	.	+	A <i>Metopobactrus nadigi</i>	.	.	.	+	+
L <i>Hyponphele lycaon</i>	+	+	.	.	.	A <i>Sintula cornigera</i>	.	.	.	+	+
E <i>Chlamydatus pullus</i>	+	+	+	+	.	C <i>Abax baenningeri</i>	+	+	+	+	+
E <i>Eurydema oleraceum</i>	+	+	+	+	.	C <i>Abax continuus</i>	.	+	+	+	+
E <i>Sciocoris micropthalmus</i>	+	+	+	+	.	C <i>Carabus glabratus</i>	.	+	+	+	+
E <i>Peritrechus gracilicornis</i>	.	+	+	+	.	C <i>Carabus convexus</i>	.	+	+	+	+
E <i>Xanthochilus quadratus</i>	+	.	+	+	.	C <i>Pterostichus micans</i>	+	.	+	+	+
E <i>Halticus apterus</i>	+	+	+	.	.	C <i>Calathus rubripes</i>	+	.	.	.	+
E <i>Chlamydatus pulicarius</i>	+	+	.	+	.	O <i>Pholidoptera griseoaptera</i>	+	+	+	+	+
E <i>Lygus pratensis</i>	+	.	.	+	.	O <i>Pholidoptera aptera</i>	.	+	+	+	+
E <i>Lygus rugulipennis</i>	+	+	.	.	.	O <i>Barbitistes obtusus</i>	+	+	.	.	+
E <i>Orthops kalmii</i>	+	.	.	+	.	L <i>Erebica styx</i>	+	.	.	.	+
E <i>Spatocera laticornis</i>	.	.	.	+	.	L <i>Lopinga achine</i>	+	.	+	.	+
E <i>Spilostethus saxatilis</i>	.	.	.	+	.	E <i>Stenotus binotatus</i>	+	+	.	+	+
D <i>Polydesmus brevimanus</i>	+	+	.	.	.	E <i>Myrmus miriformis</i>	+	+	.	+	+
D <i>Ommatoiulus sabulosus</i>	.	+	.	+	.	E <i>Phytocoris varipes</i>	+	+	+	+	.
						E <i>Kleidocoris resedae</i>	+	.	+	+	.
prati concimati						E <i>Criocoris crassicornis</i>	+	+	.	+	.
A <i>Erigone jaegeri</i>	+	.	+	.	.	E <i>Aelia acuminata</i>	+	+	+	.	.
C <i>Poecilus versicolor</i>	+	+	+	+	.	E <i>Platyplax salviae</i>	+	.	+	.	.
C <i>Amara fulvipes</i>	+	+	+	.	.	D <i>Chordeuma silvestre</i>	.	+	.	+	+
C <i>Anisodactylus binotatus</i>	.	+	+	.	.	D <i>Ophylus rubrodorsalis</i>	.	+	.	.	+
C <i>Anisodactylus nemoviragus</i>	.	+	+	.	.						
E <i>Trigonotylus caelestialium</i>	+	+	.	+	.	prati abbandonati erbosi					
E <i>Leptopterna dolabrata</i>	+	+	.	.	.	A <i>Hypocephalus paulae</i>	.	.	+	.	+
prati magri											
A <i>Zelotes electus</i>	+	+	.	+	.	prati abb. cespugliati					
A <i>Argenna subnigra</i>	+	.	+	+	.	A <i>Pocadicnemis juncea</i>	+	.	+	+	+
A <i>Steatodea paykulliana</i>	+	+	.	+	.	A <i>Hahnha pusilla</i>	.	.	+	.	+
A <i>Trichopterna cito</i>	+	.	.	+	.	A <i>Microctenonyx subitaneus</i>	.	+	.	+	.
A <i>Meioneta beata</i>	+	.	+	.	.	O <i>Pholidoptera fallax</i>	.	.	.	+	+
A <i>Xysticus robustus</i>	+	+	.	.	.	L <i>Quercusia quercus</i>	+	+	+	.	+
C <i>Harpalus anxius</i>	+	.	.	+	.	E <i>Lygaeus equestris</i>	+	+	+	.	+
O <i>Omocestus haemor.</i>	+	.	+	.	.	D <i>Polydesmus monticulus</i>	.	+	.	.	+
L <i>Zygaena purpuralis</i>	+	+	+	+	.						
L <i>Lysandra bellargus</i>	.	.	+	+	.						
L <i>Spialia sertorius</i>	.	+	.	+	.						

2.2.5 Riassunto

La distribuzione delle specie nei diversi tipi di prato a gestione agricola regolare e di prato abbandonato è risultata differente per i sei gruppi di invertebrati considerati. La differenziazione tra gli ambienti prato gestito, prato abbandonato erboso e prato abbandonato cespugliato, possibile a vista, è stata confermata dalla distribuzione degli ortotteri e dei carabidi, meno da quella di aracnidi e lepidotteri diurni. Gli eterotteri sembrano piuttosto influenzati dall'appartenenza a determinate regioni geografiche, l'aspetto biogeografico sembra quindi essere più determinante per la loro distribuzione.

Nessuno dei gruppi di invertebrati considerati ha evidenziato un quadro simile a quello ottenuto con i dati botanici.

In ogni gruppo troviamo specie caratteristiche di un ambiente ben preciso; esse sembrano talmente adattate alle particolari condizioni microstrutturali dell'habitat, da reagire ai loro cambiamenti ancor prima che si possa rilevare un mutamento nella composizione floristica della vegetazione. Queste specie possono perciò risultare interessanti per la sorveglianza dello stato degli ambienti e per il controllo degli influssi di interventi di cura e gestione dei biotopi. Il numero diverso di specie caratteristiche per gruppo di invertebrati può dipendere da diversi fattori. I lepidotteri diurni ad esempio sono animali molto mobili, che utilizzano gli ambienti del paesaggio rurale tradizionale in modo temporalmente e spazialmente differenziato (cap. I/8, LÖRTSCHER 1994). Le loro necessità ecologiche sono spesso complesse e i loro diversi stadi di sviluppo utilizzano ambienti differenti (SBN 1987, EBERT 1989, LÖRTSCHER 1994). Perciò la presenza di una specie di farfalla in un determinato ambiente può venire interpretata in vari modi. L'interpretazione della presenza di specie degli altri gruppi di invertebrati pone meno problemi. Gli aracnidi e i carabidi sono ad esempio animali meno mobili, perciò la loro presenza può essere spiegata tramite la particolare strutturazione spaziale dell'ambiente (THIELE 1977, HÄNGGI 1989b). Qualsiasi generalizzazione risulta però prematura e basata su un numero insufficiente di ricerche, soprattutto per le specie di questi gruppi delle quali si conosce poco l'ecologia.

Concludendo possiamo affermare che la raccolta di dati faunistici fornisce ulteriori argomentazioni per la valutazione degli ambienti, mentre nel caso di interventi di cura e gestione permette un approccio più differenziato. Ciò è stato riconosciuto anche durante l'elaborazione e l'applicazione del piano di gestione e del piano di monitoraggio dei prati abbandonati del Monte San Giorgio (STAMPFLI *et al.* 1992, STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993, STAMPFLI *et al.* 1994, LÖRTSCHER *et al.* 1994).

2.3 CONOSCENZE FAUNISTICHE ATTUALI E GRADO DI PERICOLO DELLE SPECIE ANIMALI E VEGETALI

La distribuzione delle piante del canton Ticino è ben conosciuta, mentre le conoscenze relative a molti gruppi animali, specialmente per quanto riguarda gli invertebrati, sono ancora scarse. Perciò in questo capitolo ci soffermeremo soprattutto sui risultati faunistici del progetto.

Aspetti faunistici. I prati magri e i prati abbandonati sono popolati, come già dimostrato nei capitoli precedenti (cap. I/2.1 e I/2.2), da innumerevoli invertebrati. Il numero totale di specie di ciascun gruppo considerato, censite nelle superfici campione del progetto, è riportato nella tabella 12; le superfici campione e i metodi di cattura utilizzati sono stati descritti nel capitolo I/2.2. In alcuni casi, in aggiunta ai dati elaborati per il capitolo I/2.2, sono stati impiegati anche altri metodi di raccolta, oppure ulteriori superfici campione. Il numero totale di ortotteri include, oltre alle specie rilevate lungo i transesti, anche le specie catturate con le trappole Barber utilizzate per aracnidi e carabidi. Gli eterotteri sono stati raccolti, oltre che catturati con il retino falciatore^G, anche a vista o battendo alberi e arbusti (battitura^G) (OTTO 1994). Perciò il numero di specie per gruppo riportato nella tabella 12 è generalmente maggiore, rispetto a quello discusso nel capitolo I/2.2. I dati relativi ai gruppi di invertebrati studiati sono stati mes-

si a disposizione del “Centro svizzero di cartografia della fauna” di Neuchâtel e sono stati inclusi nei lavori di catalogazione degli aracnidi (MAUER & HÄNGGI 1990, HÄNGGI 1993b), dei diplopodi (PEDROLI-CHRISTEN 1993), dei carabidi (MARGGI 1992) e degli ortotteri (THORENS & NADIG in prep.).

Le nostre ricerche sui prati magri e abbandonati ticinesi hanno permesso di reperire per la prima volta alcuni aracnidi ed eterotteri (tab. 12). Delle 225 specie di ragni (aracnidi) censite quattro sono infatti risultate essere specie nuove per la scienza, mentre una lo è probabilmente; 101 specie (incluse le cinque nuove) sono state per la prima volta censite nel Ticino e di queste 20 sono anche una novità a livello svizzero (HÄNGGI 1989a, 1990, 1993a). La lista completa degli aracnidi catturati nel Progetto prati e pascoli magri ticinesi è stata pubblicata da HÄNGGI (1992). Il grande numero di specie registrate per la prima volta è da mettere in relazione alla carenza di ricerche sistematiche sui ragni, nonché alla particolarità di alcune tra le nostre superfici campione (Monte San Giorgio, Monte Generoso). Fino al 1988 si conoscevano 383 specie di ragni del Ticino, corrispondente allo stato delle conoscenze del 1930 circa (HÄNGGI 1988); oggi grazie ai nostri dati e a quelli di alcune altre ricerche (COTTI 1989, PRONINI 1989a, 1989b) sono stati censiti 519 aracnidi. Tra le località particolarmente interessanti dobbiamo citare il Monte San Giorgio e il Monte Generoso: le cime di questi due monti non sono state coperte dai ghiacci durante l'ultima glaciazione (HANDTKE 1983), hanno perciò rappresentato un'area importante di rifugio per la flora e la fauna (“Nunatak”G). Tra le 20 specie registrate per la prima volta in Svizzera, ben 14 sono state ad esempio censite sul Monte San Giorgio, mentre cinque unicamente sui due “nunatakker” del Monte San Giorgio e Monte Generoso (LÖRTSCHER *et al.* 1994).

Durante i due anni di rilevamenti (1993 e 1994) degli eterotteri sono state reperite 212 specie, delle quali 57 per la prima volta nel Ticino e sette per la prima volta in Svizzera (OTTO 1994, OTTO in prep.). In Svizzera le specie conosciute sono circa 700, anche se si presume possano essere di più (OTTO 1994), mentre nel Ticino prima della nostra ricerca erano 307 (REZBANAYAI-RESER 1993). Il grande numero di eterotteri censiti per la prima volta (circa il 24% delle specie registrate nel progetto) è dovuto al fatto che sono stati finora condotti pochi studi su questo gruppo (REZBANAYAI-RESER 1993).

Gli altri gruppi di invertebrati considerati non hanno apportato novità faunistiche di rilievo. I diplopodi presenti in Svizzera sono relativamente ben conosciuti (PEDROLI-CHRISTEN 1993). Gli ortotteri sono pure ben conosciuti (NADIG & THORENS 1991), ma mancavano però ricerche specifiche sui prati da sfalcio e abbandonati del Ticino (ANTOGNOLI 1994). I lepidotteri diurni sono, a causa della loro vistosità, molto ben conosciuti e studiati; già nel 1987 è stato pubblicato un atlante di distribuzione e la Lista rossa delle specie svizzere minacciate d'estinzione (GONSETH 1987). In Svizzera le conoscenze sui carabidi sono ancora carenti; a livello ticinese questo gruppo è meglio conosciuto, a causa dell'attrazione che il Ticino suscita, come luogo di vacanza e come meta di escursioni, su molti ricercatori (MARGGI 1992). In FOCARILE (1987) si trova una panoramica delle pubblicazioni riguardanti i coleotteri ticinesi, con i carabidi quindi, fino al 1987.

L'importanza per la protezione della natura degli ambienti studiati nell'ambito del nostro progetto viene sottolineata dall'alta percentuale di specie censite nel progetto, rispetto al totale delle specie svizzere di ciascun gruppo considerato. Nei prati ticinesi, gestiti e abbandonati, sono stati registrati il 47% di lepidotteri diurni e zigenidi, il 30% di ortotteri, circa il 30% di eterotteri, il 25% di aracnidi, il 13% di diplopodi, il 10% dei carabidi e l'unica mantide (*Manthodea*) della fauna svizzera (tab. 12).

Aspetti biogeografici. Le conoscenze sull'ecologia e la distribuzione di molte specie sono, come detto, scarse; non è stato perciò possibile procedere ad una valutazione biogeografica quantitativa della fauna. I dati a disposizione hanno tuttavia permesso di individuare vari elementi faunistici mediterranei, la cui presenza è possibile grazie alla posizione meridionale del Ticino rispetto alla catena delle Alpi. Specie tipiche dell'area mediterranea sono ad esempio tra gli aracnidi la *Steatoda paykulliana* e il *Robertus mediterraneus*, tra gli eterotteri il *Geocoris pallidipennis*, l'*Oxycarenus lavaterae* e il *Prostemma sanguineum*, tra i lepidotteri diurni il *Pyrus malvoides* e il *Carcharodes flocciferus*, da ultimo tra gli ortotteri la *Leptophyes laticauda* e

l'*Aiolopus strepens*. Parecchie specie sono inoltre state registrate in Svizzera solo al sud delle Alpi e hanno il loro areale di distribuzione nella regione delle Alpi meridionali: tra gli aracnidi ad esempio la *Tegenaria fuesslini*, l'*Harpactea thaleri*, l'*Oxyptilia secreta* e il *Troglohyphantes caligatus*. Tra tutti gli ortotteri censiti nove sono inclusi nel gruppo di 18 che, secondo NADIG & THORENS (1991), compaiono solo a sud della Alpi: ad esempio la *Miramella formosanta formosanta*, la *Pholidoptera littoralis insubrica* e la *Pholidoptera fallax*. Gli ambienti del Ticino studiati nell'ambito di questo progetto ricoprono perciò notevole importanza per la presenza di queste specie a livello svizzero.

Tab. 12. Riassunto del numero di specie di ciascun gruppo di invertebrati considerato nell'ambito del Progetto prati e pascoli magri ticinesi (comprendente tutte le superfici campione e tutti i metodi di rilevamento). Le specie reperite per la prima volta nel Ticino includono anche quelle reperite per la prima volta in Svizzera e quelle nuove per la scienza. Le cinque nuove specie di aracnidi sono pure incluse tra quelle reperite per la prima volta in Svizzera. Specie incluse nelle Liste rosse della Svizzera e della Svizzera meridionale secondo BUWAL (1994).

gruppo	specie conosciute in CH	totale specie censite	specie nuove	primo ritrova- mento in CH	primo ritrova- mento in TI	specie Lista rossa in CH	Lista lista rossa in CH merid.
aracnidi	892	225	5	25	101	nessuna	nessuna
eterotteri	ca. 700	212	—	7	57	nessuna	nessuna
diplopodi	127	17	—	—	—	nessuna	nessuna
carabidi	ca. 500	52	—	—	—	7	6
lepidotteri diurni & zigenidi	206	100	—	—	—	37	13
ortotteri	118	36	—	—	—	22	17
mantide	1	1	—	—	—	—	—

Liste Rosse. Le specie animali e vegetali vengono valutate e suddivise da esperti in categorie di pericolo, a seconda della loro distribuzione attuale, dei mutamenti della loro distribuzione, delle minacce dirette alle quali sono sottoposte e di quelle che gravano sui loro spazi vitali (biotopi). Vengono in questo modo allestite le Liste rosse delle specie in pericolo d'estinzione, più o meno marcato (LANDOLT 1991, BUWAL 1994). La definizione delle categorie sono simili, ma non identiche per tutti i gruppi di organismi (LANDOLT 1991, BUWAL 1994). Molte specie, soprattutto tra gli invertebrati, non possono però essere correttamente valutate, a causa della carenza di conoscenze circa le loro necessità ecologiche e la loro distribuzione; questo è ad esempio il caso di aracnidi, eterotteri e diplopodi (BUWAL 1994). Una precisa determinazione del grado di minaccia di estinzione di una specie è infatti possibile unicamente conoscendo il suo ciclo vitale e la biologia delle sue popolazioni. La gravità del pericolo d'estinzione della popolazione locale di una specie dipende in particolare dall'entità della popolazione, nonché dal grado di isolamento da altre popolazioni della stessa specie (SCHMID & MATTHIES 1994). Parecchie specie non vengono considerate dalle Liste rosse, proprio a causa della mancanza di dati sulla biologia e la dinamica delle loro popolazioni (LANDOLT 1991, SCHMID & MATTHIES 1994).

Anche l'alto numero di invertebrati, menzionati nelle Liste rosse e censiti nelle superfici campione dei prati gestiti e abbandonati del nostro progetto, testimonia dell'importanza che questi ambienti rivestono nell'ambito della protezione della natura (tab. 12). Più del 60% degli ortotteri, circa il 37% dei lepidotteri diurni (compresi gli zigenidi) e il 13% dei carabidi appaiono ad

esempio sulle rispettive Liste rosse. La maggior parte delle specie vengono incluse nelle categorie “potenzialmente minacciate” (rare) oppure “minacciate”. Dieci lepidotteri diurni (tra gli altri ad esempio l'*Heteropterus morpheus*, l'*Iphiclides podalirius*, la *Lopingia achine* e la *Minois dryas*) e un ortottero (il *Polysarcus denticauda*) sono considerate “fortemente minacciate”, cioè sono in regressione in tutto il loro areale di distribuzione (o localmente già estinte) oppure minacciate da fattori conosciuti in vaste porzioni dell'areale. Un ortottero, la *Pholidoptera littoralis insubrica*, è addirittura “in pericolo di estinzione”, la sua scomparsa può cioè essere evitata unicamente eliminando i fattori di minaccia. Alcune specie, in particolare lepidotteri diurni, sono meno minacciate al sud delle Alpi (Ticino, Vallese, regione del Lago di Ginevra e valli meridionali dei Grigioni), rispetto alle altre regioni svizzere. Alcune di esse, ad esempio le farfalle *Melitaea didyma* e *Parnassius apollo*, preferiscono infatti gli ambienti aridi e caldi, che sono più frequenti nella Svizzera meridionale.

La distribuzione e le necessità stagionali delle specie vegetali sono molto meglio studiate e conosciute, rispetto a quelle della maggior parte degli invertebrati. L'Atlante di distribuzione delle pteridofite e delle fanerogame della Svizzera (WELTEN & SUTTER 1982) è servito da base per l'allestimento di una dettagliata Lista rossa delle piante e delle felci della Svizzera (LANDOLT 1991). Le opere citate forniscono, grazie al buon grado di conoscenza raggiunto, un quadro generale completo delle piante minacciate reperibili nei prati falciati e abbandonati del Ticino. Un'elaborazione dei dati raccolti nel nostro progetto non avrebbe perciò molto senso.

LANDOLT (1991) riporta per le Alpi meridionali (Ticino, Mesolcina, valli meridionali del Vallese e dei Grigioni) 2191 felci e piante, delle quali il 47% circa viene menzionato nella Lista rossa. Le specie dei prati magri rappresentano per le Alpi meridionali il 12.1%, cioè 265 specie; delle quali la metà circa (50.1%) risulta essere rara (6.3%), minacciata (18.7%), fortemente minacciata (19.1%) oppure già scomparsa (6%). I 442 rilevamenti botanici, già discussi nel capitolo I/2.1, hanno permesso di registrare 489 specie; di queste 106 risultano essere tipiche dei prati magri, mentre 29 sono menzionate nella Lista rossa della Svizzera: cinque catalogate come fortemente minacciate, 15 come minacciate e nove come rare. La Lista rossa delle Alpi meridionali menziona invece 51 specie da noi rilevate: una catalogata come estinta (la *Medicago minima*), otto come fortemente minacciate (il *Dorycnium herbaceum*, l'*Euphorbia verrucosa*, il *Galium parisiense*, il *Tetragonolobus maritimus*, l'*Adenophora liliifolia*, la *Valerianaella dentata*, il *Veratrum nigrum* e l'*Iris graminea*), 24 come minacciate (ad esempio l'*Asphodelus albus*, la *Danthonia alpina* e l'*Orchis tridentata*) e 18 come rare (ad esempio l'*Aster amellus*, il *Bupleurum ranunculoides* e il *Dianthus superbus*).

3 FLUTTUAZIONI DELLA VEGETAZIONE DEI PRATI MAGRI DI ORIGINE CLIMATICA

A. Stampfli

Le oscillazioni del rendimento e della frequenza delle specie di un prato secco a gestione tradizionale, localizzato a Negrentino, sono state analizzate e comparate con alcune variabili climatiche, durante un periodo di osservazione di sei anni. Si è messa in evidenza una chiara relazione tra umidità dell'aria e rendimento. Le singole specie di piante hanno mostrato oscillazioni differenti e modelli di oscillazioni diversi, che possono essere ricondotti al bilancio idrico e alle interazioni reciproche. Le oscillazioni climatiche illustrano un meccanismo che contribuisce allo sviluppo della grande ricchezza di specie dei prati magri.

Le oscillazioni annuali delle condizioni climatiche influenzano gli indici di natalità e mortalità degli individui delle specie vegetali, modificando quindi i rapporti di frequenza delle specie di un prato magro. In alcuni casi queste variazioni della vegetazione non possono venire distinte, a corto termine, da quelle causate dagli interventi antropici (gestione agricola). La valutazione di un certo tipo di gestione o di intervento di cura sarebbe importante nell'ambito della protezione della natura, per evitare e correggere sviluppi non desiderati. Perciò anche le influenze del tempo meteorologico su singole specie vegetali dei prati magri rivestono un'importanza basilare, ma sono state finora poco studiate (RABOTNOV 1974, GRUBB *et al.* 1982, BAKKER 1989).

In questo capitolo vogliamo mostrare come possono ripercuotersi i fattori climatici sulla vegetazione e sulle popolazioni delle specie di un prato magro e secco, a gestione tradizionale, basandoci sull'esempio della superficie sperimentale di Negrentino (appendice A). La superficie considerata non ha subito cambiamenti nel metodo di gestione agricola tradizionale, durante i sei anni di osservazioni (1988-1993); non è inoltre mai stata osservata la presenza in massa di invertebrati erbivori, mentre il recinto impediva ai mammiferi di pascolare. Possiamo perciò affermare che le fluttuazioni annuali osservate sono state causate dalle condizioni meteorologiche, diverse da un anno all'altro. Abbiamo perciò messo in relazione le frequenze annuali di alcune specie vegetali, nonché il rendimento foraggero totale, con alcune variabili climatiche misurate durante il periodo di crescita della vegetazione (STAMPFLI 1995).

L'andamento climatico degli anni tra il 1988 e il 1993 è stato diverso da un anno all'altro. I dati della stazione climatica dell'Istituto svizzero di meteorologia di Comprovasco (nelle vicinanze di Negrentino) mettono in evidenza due periodi umidi negli anni 1988 e 1993, in corrispondenza dei periodi di crescita tra aprile e giugno e tra luglio e settembre; mentre il periodo 1989 - 1991 è stato caratterizzato da una grande siccità estiva, particolarmente grave nel 1991 quando durò da marzo a settembre (fig. 12).

Vegetazione. La siccità si manifesta direttamente con una riduzione del rendimento (fig. 12): sia il rendimento della prima, che quello della seconda fienagione sono infatti correlati con l'umidità media registrata durante i periodi di crescita della vegetazione.

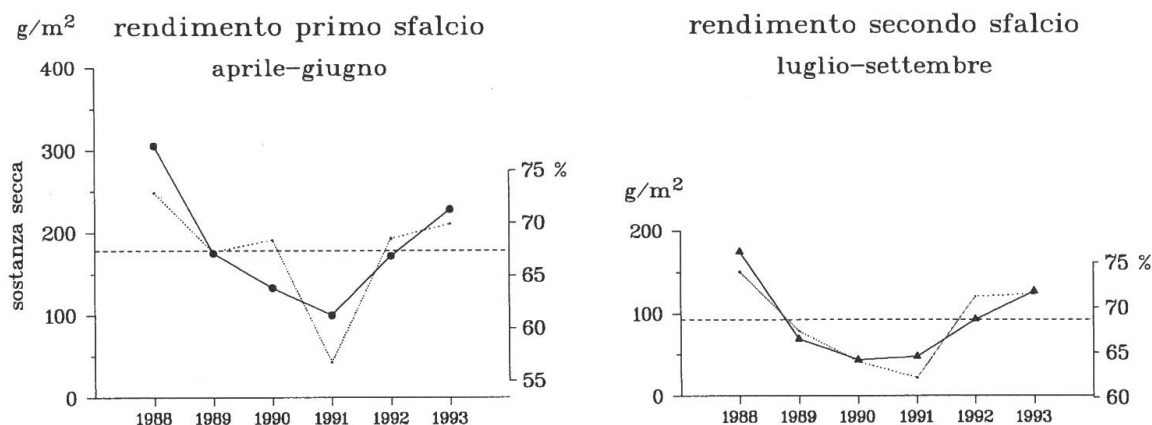


Fig. 12. Clima e rendimenti annui del prato magro di Negrentino tra il 1988 e il 1993; rendimenti medi della prima e della seconda fienagione (rispettivamente punti e triangoli) e umidità media relativa dell'aria a Comprovasco durante i periodi di crescita della vegetazione (linee punteggiate), con unità della scala standardizzate (la linea tratteggiata rappresenta la media del periodo 1988 - 1993); il rendimento della prima fienagione del 1991 è stato stimato, a causa della mancanza di valori misurati; coefficienti di correlazione tra rendimento e umidità dell'aria per il primo, rispettivamente il secondo periodo: $r_1 = 0.91$ ($n = 5$), $r_2 = 0.92$ ($n = 6$) ($p < 0.05$). Da: STAMPFLI 1995.

Popolazioni. Le singole specie vegetali hanno fatto registrare grandi differenze nelle fluttuazioni annuali della loro frequenza (STAMPFLI 1995). In assoluto i valori delle frequenze di quelle specie presenti con un numero rilevante di individui, registrati con il metodo puntuale^G, variano maggiormente, rispetto a quelli delle specie con numero minore di individui. Se però l'intervallo delle oscillazioni viene considerato in rapporto con la frequenza media della specie, allora le variazioni maggiori si hanno per il *Trifolium repens* e l'*Anthoxanthum odoratum* (rispettivamente 0.1 - 4.4% e 1.3 - 5.4%); queste due specie hanno la caratteristica di potersi riprodurre in breve tempo (GRIME *et al.* 1988). Fluttuazioni relativamente marcate sono state osservate anche per la *Plantago lanceolata*, il *Thymus pulegioides*, il *Lotus corniculatus*, il *Leontodon hispidus*, e il *Trifolium pratense*. Quelle minori si sono avute invece per la *Carlina acaulis* (1.3% - 1.9%) e il *Trifolium montanum* (6.9% - 10.8%), nonché per alcune tra le graminacee più frequenti: la *Briza media*, il *Bromus erectus*, l'*Agrostis tenuis*, la *Festuca tenuifolia* e la *Danthonia decumbens*.

Tab. 13. Le specie più comuni dei tre modelli di oscillazione A, B e C. Ordine decrescente secondo la frequenza media nelle superfici sperimentali di controllo di Negrentino nel periodo 1988 - 1993; in grassetto sono evidenziate le specie con frequenza media superiore al 25%. Da: STAMPFLI 1995.

A	B	C
<i>Bromus erectus</i>	<i>Helianthemum numm.</i>	<i>Danthonia decumbens</i>
<i>Festuca tenuifolia</i>	<i>Thymus pulegioides</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Potentilla pusilla</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
<i>Carex caryophylla</i>	<i>Thalictrum minus</i>	<i>Leontodon hispidus s.l.</i>
<i>Trifolium montanum</i>	<i>Silene nutans</i>	<i>Primula veris</i>
<i>Luzula campestris</i>	<i>Scabiosa columbaria</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Koeleria cristata</i>	<i>Sanguisorba minor</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Salvia pratensis</i>	<i>Dianthus carthusianorum</i>	<i>Trifolium pratense</i>

Tre modelli principali di oscillazioni sono stati individuati per due terzi circa delle 48 specie più comuni; essi possono venire spiegati grazie all'interazione tra andamento climatico e interazioni con altre specie (fig. 13 e tab. 13):

- A) Specie, che analogamente al rendimento del primo sfalcio, sono direttamente influenzate dalla disponibilità di acqua durante il primo periodo di crescita tra aprile e giugno.
- B) Specie resistenti all'aridità, che durante la siccità sopravvivono ed in seguito, grazie alla maggiore disponibilità di acqua, colonizzano gli spazi liberi lasciati dalla siccità, cioè che sono influenzate positivamente, in modo indiretto e ritardato.
- C) Specie sensibili, che in anni di siccità diminuiscono ed in seguito non aumentano, che vengono cioè influenzate negativamente, in modo permanente.

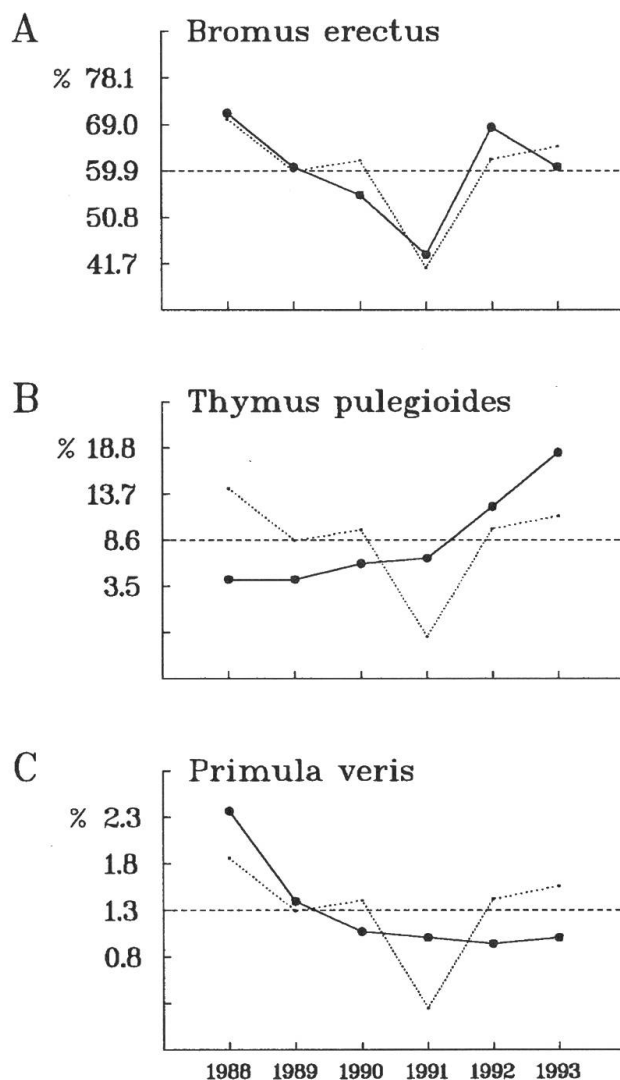


Fig. 13. Esempi dei tre modelli di oscillazioni A, B, C: fluttuazioni del *Bromus erectus*, del *Thymus pulegioides* e della *Primula veris* a Nегrentino tra il 1988 e il 1993; frequenze medie annue in superfici a gestione tradizionale (linea continua) e andamento annuale dell'umidità media relativa dell'aria da aprile a giugno (linea punteggiata), con unità della scala standardizzate. Da: STAMPFLI 1995.

Una suddivisione più dettagliata dei modelli di oscillazione A, B e C mette in evidenza ulteriori differenze tra le specie. In questo caso giocano un certo ruolo il ritardo, con il quale reagiscono le popolazioni alle mutate condizioni, nonché la possibilità di sfruttare il clima caldo - umido della primavera (STAMPFLI 1995).

L'altro terzo delle 48 specie più comuni mostrano invece fluttuazioni individuali diverse, spesso è possibile riconoscere una parziale concordanza con i modelli descritti sopra.

Importanza del bilancio idrico. L'aspetto annuale della vegetazione e delle popolazioni delle specie vegetali dei prati magri viene influenzato in modo determinante dal regime idrico. Ciò può essere dimostrato indirettamente attraverso la correlazione con variabili climatiche, come l'umidità dell'aria e l'evaporazione, strettamente legate al regime idrico (STAMPFLI 1995). L'entità della popolazione di una specie viene però anche influenzata dalle interazioni reciproche con altre specie vegetali. I risultati delle nostre ricerche sostengono l'ipotesi che le oscillazioni del rendimento e delle popolazioni di graminacee dominanti (tab. 13, A) sono principalmente influenzate da fattori climatici. Al contrario le oscillazioni della maggior parte delle altre specie (tab. 13, B e C) sono determinate dalla forte concorrenza delle specie vicine; esse reagiscono cioè ai cambiamenti del regime idrico in modo indiretto e con ritardi specifici. Le reazioni differenziate delle specie vegetali sono in sintonia con il comportamento ecologico secondo ELLENBERG *et al.* (1991): le specie del gruppo B sono infatti indicatori di aridità, mentre quelle del gruppo C preferiscono condizioni ambientali più fresche oppure hanno comportamento indifferente.

Ricchezza di specie. Le fluttuazioni climatiche sono un buon esempio per dimostrare i meccanismi che portano a una grande ricchezza di specie nei prati magri aridi. Qualora persistessero condizioni climatiche umide durante il periodo di crescita, si avrebbe a lungo termine la scomparsa delle specie di tipo B (tab. 13). D'altra parte le specie di tipo C (tab. 13) non supererebbero un lungo periodo di stress dovuto alla siccità. Le oscillazioni del clima fanno in modo che le specie concorrenzialmente più deboli non vengano sopraffatte da quelle più concorrenziali^G. I meccanismi che portano a una grande ricchezza floristica si manifestano però, secondo HUSTON (1979), unicamente se si verificano alcune condizioni ("competitive equilibrium hypothesis"): una grande ricchezza di specie si manifesta unicamente in ecosistemi dove le condizioni di vita permettano solo degli indici di crescita medio - bassi e i disturbi (interventi che diminuiscono la biomassa) abbiano frequenze medio - basse. I prati e i pascoli ricchi di specie possono allora esistere solo su suoli scarsamente o mediamente produttivi, con una frequenza bassa fino a media dello sfalcio o del pascolo. Queste premesse si verificano a Negrentino in modo ottimale da molti decenni.

4 CAMBIAMENTI DELLA VEGETAZIONE CAUSATI DALL'APPORTO DI SOSTANZE NUTRITIVE

A. Stampfli, C. Kost, K. Studer-Ehrensberger

Viene brevemente ricordato lo sviluppo storico che ha portato all'intensificazione e quindi alla scomparsa di molti prati magri. A causa del grande apporto di sostanze nutritive dall'atmosfera, oggi si deve tenere conto di effetti sconosciuti, a lungo termine, sulla vegetazione dei prati magri. Due diversi esperimenti a corto termine in prati magri hanno mostrato reazioni diverse della vegetazione all'apporto di sostanze nutritive (letame, concimi minerali). Nel primo esperimento il rendimento, l'altezza e la densità dei germogli riproduttivi della maggior parte delle specie studiate sono aumentati. Nel secondo non è stato registrato nessun aumento del rendimento, mentre per alcune specie si sono osservati cambiamenti nella densità dei germogli riproduttivi, nella morfologia e nella struttura della popolazione.

I prati magri sono oggi minacciati da un apporto massiccio di sostanze nutritive. I prati ricchi di specie, come sottolineato nel capitolo precedente, crescono solo su suoli poveri, poiché molte specie sono concorrenziali unicamente in caso di condizioni satzionali con scarsità di sostanze nutritive (ELLENBERG *jr* 1985). La distribuzione mirata e intensiva di concime sulle superfici prative, nonché l'apporto involontario di sostanze dall'atmosfera, sono le cause principali dell'accumularsi di sostanze nutritive. In questo capitolo ci occupiamo degli influssi di processi sui prati magri ticinesi, considerando le conoscenze attuali e i risultati dei nostri due esperimenti di concimazione a corto termine, svolti nel Ticino meridionale e nel Giura (canton Soletta). I cambiamenti della vegetazione, causati dall'apporto di sostanze nutritive durante la successione secondaria (autoeutrofizzazione), vengono discussi nel capitolo I/5.2.

4.1 STORIA DELLA CONCIMAZIONE E APPORTO DI SOSTANZE NUTRITIVE DALL'ATMOSFERA

Introduzione dei concimi minerali. I prati magri, ricchi di specie, ebbero una grande espansione già al tempo dei Romani; i prati pingui (concimati) si svilupparono invece a partire dal Medioevo (LANG 1994). L'intensificazione agricola attuata con l'impiego di concimi minerali ebbe inizio a partire dalla metà del XIX secolo, dopo che fu possibile determinare per la prima volta, grazie alle analisi chimiche, le sostanze più importanti per la nutrizione delle piante (LIEBIG 1840). La costruzione delle ferrovie abbassò i costi di trasporto e permise un'utilizzazione economicamente interessante di concime commerciale, usato già nella prima metà del XX secolo. La produzione di concime aumentò esponenzialmente, dopo che fu possibile sfruttare a livello industriale l'azoto dell'atmosfera (LEHN *et al.* 1995). Anche in Svizzera l'uso di concimi minerali, in particolare quelli azotati, aumentò rapidamente (STRAHM 1987) e provocò, come in altre aree agricole europee, la trasformazione della maggior parte dei prati magri in prati pingui (WILLEMS 1990, KEYMER & LEACH 1990).

Questo sviluppo in molte località ticinesi è stato più lento; secondo GEERING *et al.* (1966) i contadini preferivano infatti la concimazione con il letame delle proprie stalle. Le difficoltà di trasporto hanno limitato l'impiego di colaticcio nei prati in vicinanze delle stalle, dove si rilevava però già all'inizio del 1900 una concentrazione di azoto troppo alta. I prati dei monti sono stati concimati con concimi minerali solo a partire dalla fine degli anni 50, quando sono state costruite le prime strade forestali e di raggruppamento. La maggior parte dei prati naturali ticinesi veniva comunque considerata, fino alla metà degli anni 60, troppo povera di sostanze nutritive, dunque con necessità di concimazione. La mancanza di fosforo era particolarmente marcata nei suoli acidi, poveri di argilla, dove questo elemento vi si trova chimicamente legato, in forma difficilmente solubile e quindi non disponibile per le piante (GEERING *et al.* 1966). Gli agronomi e gli esperti in foraggicoltura, considerando la povertà diffusa dei suoli ticinesi, incoraggiarono una concimazione complementare a base di fosforo, per aumentare sia la qualità, sia la quantità del foraggio prodotto. In questo modo, secondo l'opinione corrente di allora, si sarebbe evitato lo spopolamento delle valli e si sarebbe salvata l'agricoltura di montagna (GEERING *et al.* 1966). In seguito è avvenuto un cambiamento nell'agricoltura svizzera, in particolare si è avvertita la necessità di un'agricoltura più "ecologica". Gli esperti svizzeri di foraggicoltura raccomandano, a partire dagli anni 80, una diminuzione dei limiti di concimazione e una rinuncia alla concimazione dei prati estensivi (LBL / FAP 1988).

Con l'introduzione dei concimi minerali nel XIX secolo iniziarono anche i primi esperimenti di concimazione sul campo. Questi erano mirati sia all'aumento della produzione agricola, che del rendimento foraggero e alla promozione delle buone foraggere; il mantenimento della ricchezza floristica dei prati naturali non era certo lo scopo di questi esperimenti. Nel Ticino parecchi esperimenti, condotti tra il 1922 e il 1964 in prati magri e pingui, avevano dimostrato che le leguminose venivano stimolate dalla concimazione con prodotti a base di fosforo; mentre le buone foraggere da quelli contenenti azoto (GEERING *et al.* 1966). La maggior parte degli esperimenti durò meno di cinque anni; generalmente si registrò un aumento del rendimento. Non possiamo però ricavare da questi dati informazioni circa l'entità e la velocità dei cambiamenti di frequenza delle innumerevoli specie tipiche dei prati magri, la cui qualità foraggera viene considerata scarsa. Un esperimento biennale in un prato magro delle Centovalli (1987 - 1988) ha evidenziato, dopo la concimazione con colaticcio, l'aumento delle "maierbe" a crescita veloce, mentre le specie a crescita minore e tipiche dei prati magri sono state soffocate (PESTALOZZI 1990). La concimazione con concime minerale NPKCa, durata sei anni, non ha invece portato a cambiamenti evidenti nella composizione quantitativa delle specie di un pascolo magro (*Nardetum*) su suolo acido (PIATTINI & DIETL 1987).

Apporto di sostanze nutritive dall'atmosfera. A partire dalla seconda metà del XX secolo, l'azoto è presente nell'aria in quantità più importanti a causa delle sempre maggiori immissioni (inquinamento). La percentuale che si deposita sul terreno, soprattutto in forma di composti con ammonio e ossidi di azoto, di conseguenza aumenta. La quantità che si ritrova poi nel suolo è sufficiente per modificare i rapporti di concorrenza tra le specie vegetali (HEIL *et al.* 1988). L'apporto di azoto atmosferico corrisponde attualmente in Svizzera ad una concimazione agricola media degli anni precedenti la seconda guerra mondiale². I quantitativi registrati in Olanda a partire dagli anni 80, maggiori rispetto a quelli svizzeri, hanno causato dei cambiamenti drastici della vegetazione di aree protette (BOBBINK & WILLEMS 1987, WILLEMS 1990). L'ammonio d'azoto, prodotto in grandi quantità dall'allevamento intensivo, provoca un aumento dell'acidità nei substrati già di per sé acidi. Questo ha provocato nei suoli dei prati ricchi di specie e magri una grande mobilità dell'alluminio, tossico per le piante, e quindi il regresso di parecchie specie (BOBBINK *et al.* 1992). Nei substrati calcarei l'aumento del rapporto azoto - fosforo ha invece portato alla dominanza del *Brachypodium pinnatum* e alla scomparsa delle specie meno concorrenziali (BOBBINKS 1991). Cambiamenti della vegetazione simili sono stati registrati in Gran Bretagna in alcuni prati magri, influenzati dall'apporto di azoto atmosferico proveniente da aziende adiacenti di allevamento intensivo (MARRS 1993).

² Annualmente 25-30 kg N/ha nell'altopiano svizzero (BUWAL 1990, HESTERBERG *et al.* in press.); circa 10 kg N/ha in Valle di Blenio e circa 20-30 kg N/ha nel Sottoceneri (A. Nefel FAC Liebefeld com. pers.).

4.2 EFFETTI DELLA CONCIMAZIONE

Grazie a due esperimenti indipendenti a Pree (Monte Generoso) ed Egerkingen (Giura), abbiamo studiato gli effetti di alcuni tipi di concime sulla vegetazione dei prati magri (appendice A). I concimi scelti per gli esperimenti erano il letame, come viene tradizionalmente utilizzato, nonché alcune combinazioni di concimi minerali, nelle quantità previste attualmente dalle norme di concimazione. Lo scopo era di registrare i cambiamenti a corto termine, nel giro cioè di pochi anni, della vegetazione nel suo complesso e delle popolazioni^G di singole specie, nonché di porre in relazione tra di loro tali variazioni.

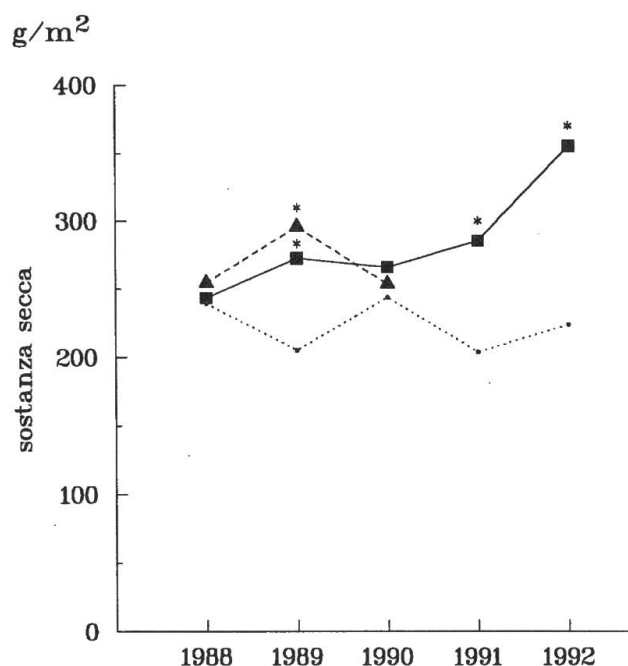
4.2.1 Influssi a corto termine sulla vegetazione

La vegetazione delle parcelle sperimentali delle due località ha mostrato reazioni differenti alla concimazione. A Egerkingen non si sono registrate variazioni dipendenti dal trattamento. A Pree invece già nella primavera successiva alla prima concimazione, si è potuto osservare una differente colorazione della vegetazione: le parcelle concimate con letame apparivano verde scuro, quelle con concime PK verde chiaro, mentre quelle non trattate (di controllo) apparivano verde - grigio. In giugno la crescita più rigogliosa della vegetazione delle parcelle concimate era evidente; nelle parcelle trattate con concime PK erano inoltre particolarmente ricche di fiori.

L'effetto visibile della concimazione è stato in seguito confermato dal rendimento foraggero del primo sfalcio di luglio, che si è rivelato di circa un terzo maggiore rispetto a quello delle parcelle di controllo (fig. 14). La rapida crescita non si è però ripetuta nel secondo anno, quando i rendimenti del primo sfalcio, in particolare delle parcelle trattate con concime PK, sono regrediti e non hanno fatto rilevare differenze significative, rispetto a quelli delle parcelle di controllo. Il rendimento del primo sfalcio delle parcelle concimate con letame è cresciuto nel terzo e quarto anno dell'esperimento, ha superato con 350 g/m² di una volta e mezza la media delle superfici non concimate nel periodo 1988 - 1992 (220 g/m²). Con questo valore si oltrepassa anche la soglia tra prati magri e prati pingui, che a seconda degli autori viene stabilita a 350 rispettivamente 300 g/m² (SCHIEFER 1984, THOMET *et al.* 1989).

Le stesse analisi non hanno dato, nei primi tre anni, effetti significativi della concimazione sul rendimento della prima fienagione a Egerkingen. La causa di queste differenze nei risultati dei due esperimenti non ha potuto per ora essere determinata esattamente. Nei due esperimenti sono però diverse le caratteristiche chimiche del terreno, le condizioni climatiche, nonché quelle fitosociologiche; anche le quantità di concime utilizzate e il momento della concimazione non sono inoltre stati uguali.

Fig. 14. Rendimento medio nel mese di luglio delle parcelle sperimentali di Pree: parcelle non trattate (controllo) (•), parcelle concimate con letame (■) prima (1988) e dopo (1989 - 1992) l'inizio della concimazione, parcelle trattate con concime PK (▲) prima (1988) e dopo (1989, 1990) l'inizio della concimazione; * differenze significative rispetto al controllo dello stesso periodo dell'anno (* $p < 0.05$, analisi delle varianze rispettivamente test t).



4.2.2 Influssi a corto termine sulle popolazioni

Constatando le diverse reazioni a corto termine della vegetazione degli esperimenti di Pree e di Egerkingen, ci siamo posti le seguenti domande circa il comportamento delle popolazioni:

- Quali sono le specie responsabili dei cambiamenti della vegetazione?
- È possibile riconoscere gli influssi della concimazione sulle popolazioni di singole specie prima che si manifestino sulla vegetazione nel suo complesso? Se sì quali parametri della biologia delle popolazioni e della morfologia permettono di riconoscerli?

Valori di copertura. I valori di copertura stimati delle specie di parcelle concimate e non dell'esperimento di Pree, non si differenziano nettamente tra di loro, durante i primi due anni dall'inizio della concimazione. È pur vero che, dopo il primo o il secondo anno, i valori di sei delle 15 graminacee si sono differenziati da quelli registrati nelle parcelle di controllo. Se però si considera l'errore di stima determinato da SYKES *et al.* (1983), è possibile provare con una sicurezza dell'80%, dopo la seconda concimazione, solo una diminuzione della *Festuca tenuifolia* nelle parcelle trattate con concime PK e un aumento del *Bromus erectus* in quelle concimate con letame.

Densità dei germogli riproduttivi^G. La densità dei germogli riproduttivi (numero per superficie) di 12 delle 14 erbe^G e graminacee³, considerate nell'esperimento di Pree, è risultata maggiore, dopo la prima e la seconda concimazione, nelle parcelle trattate con concime PK e letame, rispetto ai valori registrati nelle parcelle di controllo. L'aumento dei germogli riproduttivi non sembra a corto termine essere legata alle preferenze stagionali delle singole specie considerate (valore per l'azoto secondo ELLENBERG *et al.* 1991, tab. 14). Le specie *Phyteuma betonicifolium*, *Scabiosa columbaria* (fig. 15) e *Silene nutans* hanno fatto registrare valori significativamente più alti nelle parcelle concimate con letame e in quelle con concime PK (tab. 14); mentre per il *Narcissus verbanensis* e il *Trisetum flavescens* ciò si è verificato solo nelle seconde (concime PK). Valori relativamente alti si sono avuti nelle parcelle concimate con letame per il *Bromus erectus* e il *Dianthus carthusianorum*, nonché per l'*Orchis tridentata* in quelle trattate con concime PK. La variabilità dovuta alla disposizione spaziale di più della metà delle specie, cioè la variabilità tra i quattro blocchi delle parcelle sperimentali, è risultata maggiore, rispetto a quella causata dalla concimazione. La variabilità dovuta al tempo, quella cioè tra gli anni 1989 e 1990, è stata per quasi tutte le specie minore, rispetto a quella determinata dalla concimazione.

La densità dei germogli riproduttivi aumenta ulteriormente nel terzo e quarto anno di concimazione con letame solo nel caso di poche specie; tre (*Anthoxanthum odoratum*, *Betonica officinalis* e *Silene nutans*) mostrano addirittura una leggera tendenza regressiva.

Dopo tre anni la densità dei germogli riproduttivi delle quattro specie considerate nell'esperimento di Egerkingen (*Bromus erectus*, *Salvia pratensis*, *Ranunculus bulbosus*, *Sanguisorba minor*) non hanno fatto registrare differenze tra le parcelle concimate e quelle di controllo. Nel terzo anno dell'esperimento (1994) due specie hanno mostrato differenze significative tra le parcelle trattate con letame e quelle con concimi minerali. La densità più bassa di germogli riproduttivi della *Salvia pratensis* è stata registrata nelle parcelle concimate con letame, mentre è stata la più alta nelle parcelle trattate con concimi NPK e PK (fig. 16). Al contrario la densità dei germogli riproduttivi del *Bromus erectus* era alta nelle parcelle concimate con letame e bassa in quelle trattate con il concime NPK.

³ Una delle altre due specie aveva già prima dell'inizio della concimazione una densità dei germogli riproduttivi maggiore nelle parcelle di controllo, l'altra era relativamente rara nelle parcelle trattate con letame già dall'inizio dell'esperimento.

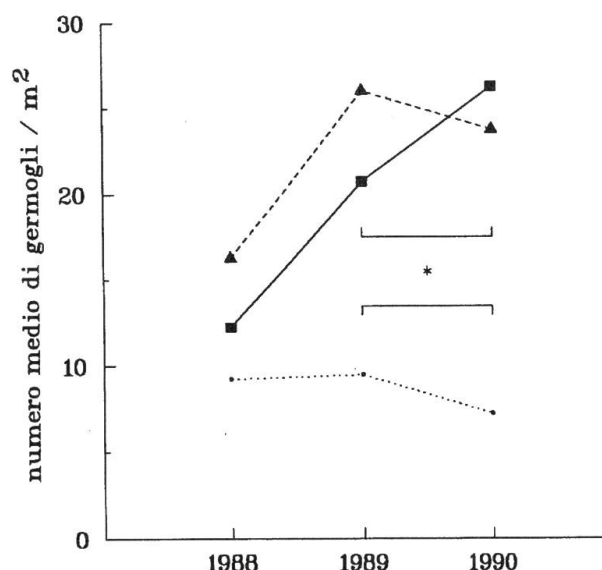


Fig. 15. Densità media dei germogli riproduttivi di *Scabiosa columbaria* in parcelle diversamente concimate di Pree. Parcelle di controllo non trattate (•), parcelle concimate con letame (■) e con concime PK (▲) prima (1988) e dopo (1989, 1990) l'inizio della concimazione; * differenze significative rispetto alle parcelle di controllo dello stesso periodo (* $p < 0.1$, analisi delle varianze).

Tab. 14. Variazioni a corto termine della densità dei germogli riproduttivi delle specie considerate dopo la concimazione con letame e concime PK (esperimento di Pree). Densità media (1988 - 1992); aumento (+) e diminuzione (-) della densità media (differenze tra parcelle concimate con letame e con concime PK degli anni 1989 / 1990 e parcelle di controllo) e significatività degli effetti della concimazione ($p < 0.1$, analisi delle varianze, trasformazione radice quadrata; i dati di *Bromus erectus*, *Dianthus carthusianorum* e *Orchis tridentata* non soddisfano le premesse per l'analisi delle varianze); le preferenze stazionali, per quanto riguarda le sostanze nutritive, si basano sul valore dell'azoto^G (NZ) secondo ELLENBERG *et al.* (1991); ° valore dell'azoto corretto.

NZ	specie	densità media/m ² non concimato	effetto a corto termine		
			letame	PK	effetto
2	<i>Briza media</i>	8.1	+	+	.
2	<i>Danthonia decumbens</i>	16.7	+	+	.
3	<i>Bromus erectus</i>	4.7	+	+	.
x	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	53.5	+	+	.
x	<i>Festuca rubra</i>	49.3	+	+	.
5	<i>Trisetum flavescens</i>	15.3	+	+	significativo
2	<i>Dianthus carthusianorum</i>	8.2	+	+	.
2	<i>Orchis tridentata</i>	0.2	-	+	.
3	<i>Betonica officinalis</i>	18.1	-	-	.
3	<i>Scabiosa columbaria</i>	9.0	+	+	significativo
3	<i>Silene nutans</i>	11.4	+	+	significativo
x°	<i>Phyteuma betonicifolium</i>	9.5	+	+	significativo
?	<i>Narcissus verbanensis</i>	0.7	+	+	significativo
6	<i>Centaurea nigrescens</i>	12.4	+	+	.

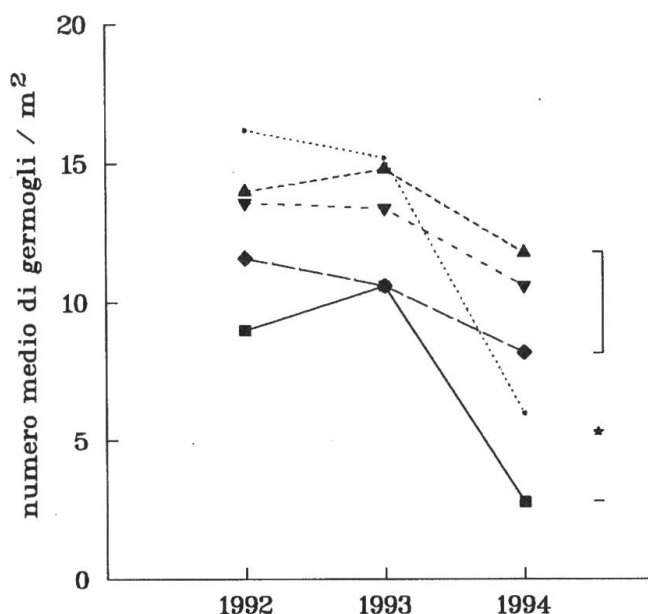


Fig. 16. Densità media dei germogli riproduttivi di *Salvia pratensis* nelle parcelle sperimentali concimate con concimi diversi (Egerkingen). Parcelle non concimate di controllo (●), parcelle concimate con letame (■), con concime NPK (◆), con concime PK (▲), con concime P (▼); * differenze significative tra parcelle trattate con letame e con concimi minerali 1994 (* $p < 0.05$, analisi delle varianze).

Altezza di crescita dei germogli riproduttivi e altri caratteri morfologici. L'altezza di crescita delle 12 specie considerate nell'esperimento di Pree (tutte quelle elencate nella tabella 14 senza il *Narcissus* e l'*Orchis*) è aumentata, dopo la prima concimazione con letame e concime PK. A seconda della specie l'aumento è stato tra il 14% e il 60%; tutte le specie hanno raggiunto valori significativi più alti, rispetto a quelli registrati nelle parcelle di controllo (analisi delle varianze). Negli anni successivi però l'altezza dei germogli riproduttivi è diminuita per tutte le specie; la differenza con le parcelle di controllo non si è perciò rivelata in modo pronunciato (fig. 17). Valori significativi più alti li hanno fatti registrare ancora solo sei specie nelle parcelle trattate con letame e dieci in quelle concimate con concime PK. Dopo quattro anni di concimazione l'altezza di crescita dei germogli riproduttivi di quasi tutte le specie aveva tuttavia valori significativi più alti nelle parcelle concimate con letame, rispetto ai valori delle parcelle di controllo (ad eccezione della *Scabiosa columbaria*).

Lo sviluppo dell'altezza di crescita dei germogli riproduttivi delle singole specie, nei primi due anni dopo l'inizio della concimazione con letame e concime PK, ha seguito l'andamento del rendimento foraggero totale della prima fienagione. La maggior parte delle specie non ha invece fatto registrare un ulteriore aumento dell'altezza di crescita, dopo il secondo, fino al quarto anno di concimazione.

cm

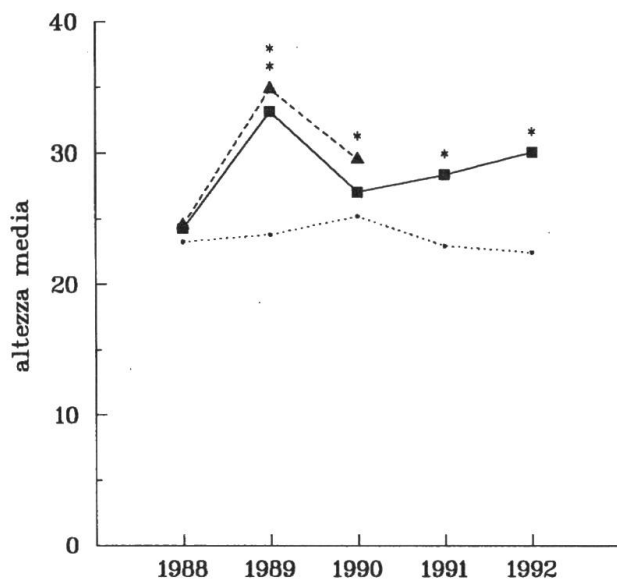


Fig. 17.

Altezza di crescita media dei germogli riproduttivi di *Dianthus carthusianorum* in parcelle a concimazione diversa (esperimento di Pree): parcelle di controllo non concimate (●), parcelle concimate con letame (■) e con concime PK (▲); * differenze significative rispetto al controllo (* $p < 0.05$, analisi delle varianze rispettivamente test t).

Solo la *Salvia pratensis* ha evidenziato differenze significative nell'altezza dei germogli riproduttivi, tra le quattro popolazioni considerate nell'esperimento di Egerkingen. I germogli della *Salvia* sono cresciuti ad altezze in media inferiori del 20%, nel caso di concimazione con letame (fig. 18); mentre il trattamento con concimi NPK, in parte anche con concimi PK e P, ha stimolato la crescita e altri caratteri morfologici di questa specie (tab. 15).

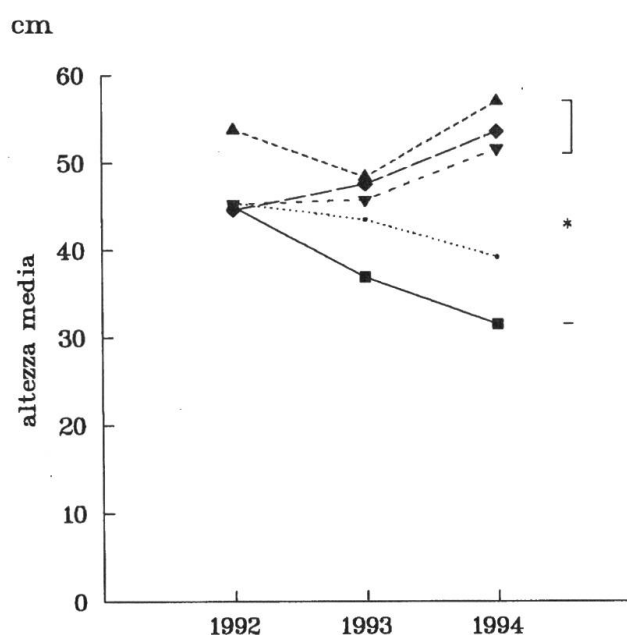


Fig. 18. Altezza media dei germogli riproduttivi di *Salvia pratensis* delle parcelle sperimentali trattate con concimi diversi (Egerkingen). Parcelle non concimate di controllo (○), parcelle concimate con letame (■), con concime NPK (◆), con concime PK (▲) e con concime P (▼); * differenza significativa delle parcelle concimate con letame, rispetto a quelle concimate con concimi minerali nel 1994 (* $p < 0.05$, analisi delle varianze).

Tab. 15. Variazioni a corto termine di alcune grandezze morfologiche di *Salvia pratensis* nell'esperimento di Egerkingen. Valore medio (parcelle di controllo 1992 - 1994); aumento (+) e diminuzione (-) dopo la concimazione (differenza tra parcelle concimate e parcelle di controllo nel 1994); effetto della concimazione significativo in tutte le misurazioni ($p < 0.05$, analisi delle varianze).

	media non concimato	effetto a corto termine			
		letame	NPK	PK	P
altezza dei germogli riproduttivi (cm)	44.8	-	+	+	+
numero di foglie della rosetta	3.3	-	+	+	-
lunghezza delle foglie (cm)	8.7	-	+	+	-
altezza dell'infiorescenza (cm)	22.2	-	+	+	+
numero degli internodi fogliari	2.3	-	+	+	+
numero degli internodi sull'infiorescenza	8.5	-	+	+	+

Struttura della popolazione. Tutti gli individui di una popolazione non si trovano contemporaneamente nello stesso stadio del loro sviluppo, possono perciò reagire in modo diverso ai cambiamenti delle condizioni ambientali (RABOTNOV 1969). L'esperimento di Egerkingen ha permesso anche di studiare gli effetti della concimazione sulla struttura della popolazione di *Salvia pratensis*. La struttura della popolazione è la distribuzione di tutti gli individui nei diversi stadi di sviluppo della pianta; questi ultimi vengono suddivisi in pianticina con cotiledoni, pianta giovane, pianta adulta vegetativa e pianta adulta riproduttiva. Grazie ad osservazioni annuali della struttura di una popolazione, è possibile determinare la probabilità con la quale un individuo si sviluppa passando ad uno stadio successivo; da questi dati, in seguito, si può

calcolare la “probabilità di sopravvivenza” di una popolazione (KOST 1995). Gli individui della *Salvia* ($n = 179$) hanno fatto registrare, durante il periodo 1992 - 1994, una regressione maggiore nelle parcelle concimate con letame, il 56%, rispetto ai dati rilevati nelle parcelle concimate con concimi minerali (fig. 19). Questa diminuzione è dovuta in buona parte alla perdita di piante adulte. Nello stesso periodo un numero minore di individui è passato a uno stadio successivo di sviluppo, causando così la più bassa “probabilità di sopravvivenza” della popolazione di *Salvia pratensis*, tra tutte quelle calcolate per i diversi tipi di concimazione. Nel caso della concimazione con concime NPK la riduzione è stata la minore registrata, il 37%; contemporaneamente il numero di individui passati a uno stadio di sviluppo è stato il maggiore registrato. La popolazione di *Salvia pratensis*, sottoposta a concimazione NPK, ha fatto perciò registrare una “probabilità di sopravvivenza” maggiore. La “probabilità di sopravvivenza” più alta della popolazione di *Salvia* è stata tuttavia rilevata nelle parcelle concimate con concime PK, dove la quota di piante giovani è maggiore.

La “probabilità di sopravvivenza”, calcolata sulla base dei nostri esperimenti a corto termine, non può però essere considerata attendibile. Le popolazioni di *Salvia* hanno infatti percentuali di rendimento relativamente alte in alcuni prati pingui (*Salvio - Arrhenatheretum*), concimati tradizionalmente da molto tempo con letame (W. Dietl com. pers.). L'effetto negativo del letame sulla popolazione di *Salvia* del nostro esperimento, potrebbe essere dovuto al periodo di concimazione (inizio aprile); secondo WELTER (1989) infatti il letame può essere sfavorevole alla vegetazione se sparso durante il suo periodo di crescita.

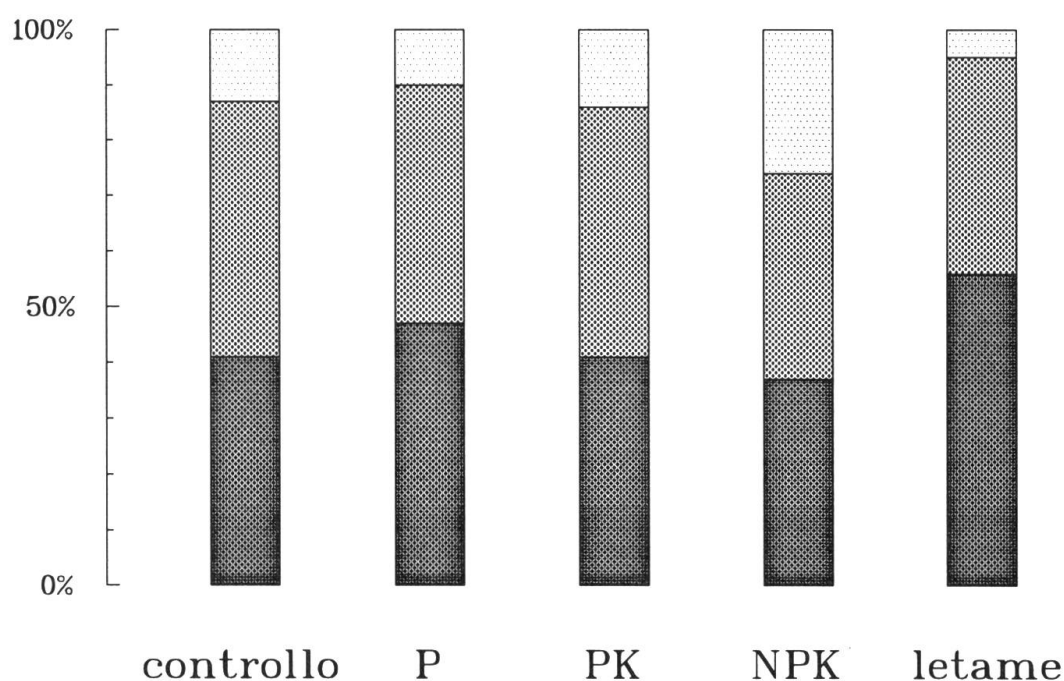


Fig. 19. Destino di 942 individui di *Salvia pratensis* delle parcelle sperimentali trattate con concimi diversi, P, PK, NPK e letame, nel periodo 1992 - 1994 (Egerkingen). Quota percentuale di individui che passano allo stadio successivo di sviluppo (grigio chiaro), che restano nello stesso stadio (grigio scuro) e che muoiono (nero).

Alle domande poste all'inizio di questo capitolo si può rispondere come segue:

- Quasi tutte le specie considerate nell'esperimento di Pree hanno fatto registrare, con tutti i tipi di concimazione, un aumento dell'altezza dei germogli riproduttivi e parecchie di esse anche della loro densità. Questo può essere interpretato come un rafforzamento della vitalità delle popolazioni. Durante i primi anni le diverse preferenze di sostanze nutritive delle singole specie non sembrano giocare un ruolo determinante. Ciò significa che le specie normalmente più frequenti sui suoli poveri si sono comportate come quelle caratteristiche dei terreni ricchi di sostanze nutritive. Non si sono registrate variazioni nette dei valori stimati della copertura delle singole graminacee.
- Le singole popolazioni, osservate durante l'esperimento di Egerkingen, hanno permesso di rilevare effetti causati dalla concimazione, con anticipo rispetto ai cambiamenti del rendimento globale della vegetazione. Gli effetti sono stati accertati grazie alle differenze nella densità dei germogli riproduttivi, in parecchie grandezze morfologiche e nella struttura della popolazione.

4.2.3 Morfologia delle piante dei prati magri e dei prati concimati

Le popolazioni delle sei specie di piante *Sanguisorba minor*, *Salvia pratensis*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus bulbosus*, *Trifolium pratense* e *Bromus erectus* sono state oggetto di osservazioni morfologiche in prati magri e prati pingui di cinque diverse località svizzere: Egerkingen (Giura), Krauchthal (Mittelland bernese), Oberried (Oberland bernese), Ausserberg (Vallese) e Negrentino (Ticino settentrionale).

Le popolazioni di *Salvia pratensis* hanno denotato le variazioni più evidenti tra la forma delle piante cresciute nei prati magri e quelle dei prati concimati. I valori medi dei caratteri: lunghezza e larghezza delle foglie, numero di ramificazioni laterali sull'infiorescenza, altezza dell'infiorescenza e numero di infiorescenze per rosetta laterale si sono rivelati più alti per le piante provenienti dai prati concimati, rispetto a quelli di piante da prati magri. La lunghezza media delle foglie (tra le parentesi la larghezza) è stata ad esempio, a seconda delle località, nei prati magri tra 6.8 cm e 8.3 cm (3.9 cm e 4.7 cm), mentre nei prati pingui tra 7.8 cm e 9.0 cm (4.3 cm e 5.4 cm). Gli individui riproduttivi della *Salvia* erano alti da 27.5 cm fino a 42.9 cm nei prati magri, mentre nei prati concimati da 32.3 cm a 58.0 cm. La lunghezza delle foglie, la loro larghezza e l'altezza dei germogli riproduttivi delle piante dei prati pingui sono maggiori mediamente dal 15% al 35%, rispetto ai valori registrati per le piante dei prati magri.

4.3 SOSTANZE NUTRITIVE E RICCHEZZA FLORISTICA

Secondo molti autori il numero di specie vegetali presenti in un ecosistema, considerato lungo un gradiente di produzione, aumenta dapprima parallelamente alla produttività. Raggiunge un massimo in corrispondenza di condizioni produttive "magre" o "medie", per poi diminuire drasticamente con l'aumento ulteriore della produttività (GRIME 1973, HUSTON 1979, TILMAN & PACALA 1993). La diversità specifica non dipende però unicamente dalla produttività, bensì anche dalla proporzione di sostanze nutritive del suolo (TILMAN 1982, 1985). Gli esperimenti (a corto termine) di WILLEMS (1993) hanno mostrato un raddoppio di produttività, grazie a concimazioni con concime a base di fosforo, senza per questo provocare una diminuzione di specie su piccole superfici. Al contrario la concimazione con prodotti a base di azoto hanno provocato, malgrado la bassa produttività, una forte regressione del numero di specie su piccole superfici.

L'esperimento di Pree non ha evidenziato, a corto termine, nessun influsso diretto della concimazione sul numero di specie presenti. Crediamo perciò che le premesse per una grande ricchezza di specie, cioè le proporzioni di sostanze nutritive del suolo, siano ottimali e che le soglie critiche non siano state superate. Da osservazioni svolte a corto termine non può però essere estrapolato lo sviluppo a lungo termine della vegetazione sottoposta a concimazione. Il nuovo "equilibrio dinamico" tra le specie può infatti stabilirsi dopo decenni di concimazione,

come è stato dimostrato da esperimenti a lungo termine svolti a Rothamsted (Inghilterra) (VAN DEN BERGH 1979). La concimazione annuale con concime NPK (N 96, P 35, K 144 kg/ha) ha ad esempio portato dopo 50 anni alla dominanza di alcune graminacee, che da ormai 60 anni predominano; parallelamente il numero di specie è diminuito. Particolarmente negativo per la ricchezza floristica è risultato in questo esperimento l'ammonio d'azoto, che ha aumentato l'acidità del suolo (MARRS 1993).

Le proporzioni non ottimali di sostanze nutritive dei suoli sono probabilmente all'origine della relativa povertà di fiori e erbe di alcuni prati magri del Ticino. Il letame maturo, come viene tradizionalmente utilizzato a Pree ogni due o tre anni, si è rivelato positivo, nel passato, per la ricchezza floristica dei prati. Probabilmente favoriva infatti una distribuzione eterogenea delle sostanze nutritive in un'area ristretta, favorendo così la coesistenza di un grande numero di specie vegetali (TILMAN 1985). Probabilmente questo effetto è stato possibile solo poiché il letame aveva un contenuto basso di amonio d'azoto ($< 10 \text{ kg/ha}^4$); veniva inoltre sparso prima del periodo vegetativo, in autunno.

L'apporto di azoto atmosferico nel Ticino è oggi considerevole; inoltre, siccome i suoli sono generalmente acidi, è necessario tenere conto di una reazione molto sensibile della specie dei prati magri nel caso di concimazioni con prodotti a base di azoto. Un aumento del rapporto azoto - fosforo nei terreni risulterebbe negativo per la ricchezza floristica dei molti prati magri a *Brachypodium pinnatum*. Una regressione della diversità specifica, causata dall'apporto di azoto atmosferico, non è comunque da escludere, anche in mancanza di concimazione con prodotti azotati.

I problemi legati all'apporto di azoto dall'atmosfera e del cambiamento progressivo della vegetazione devono essere considerati nell'ambito della discussione relativa alle misure di cura e gestione per la conservazione dei prati magri. Per la protezione a lungo termine dei prati magri mancano ancora conoscenze di base; non sono infatti conosciuti né gli effetti dell'apporto di sostanze dall'atmosfera, né gli effetti di piccole quantità di concime su singole specie dei prati magri.

⁴ Analisi di campioni di letame di Pree effettuate dalla Stazione federale di ricerche per la chimica agraria e l'igiene dell'ambiente.

5 CAMBIAMENTI DELLA VEGETAZIONE DOPO LA CESSAZIONE DELLA GESTIONE AGRICOLA

A. Stampfli, S. Häfelfinger

I cambiamenti della vegetazione dei prati magri aridi del Ticino settentrionale, dopo la cessazione della gestione agricola, vengono illustrati grazie a rilevamenti quantitativi della durata di sei anni e a rilevamenti dello stato attuale dei prati gestiti e abbandonati da diverso tempo. Già dopo cinque anni di abbandono si riscontra una diminuzione del numero di specie in piccole superfici, causata dalla concorrenza che soffoca le popolazioni. Alcune specie hanno fatto registrare un aumento a corto termine. In un periodo di 25 anni la maggior parte delle specie ha però denotato una diminuzione, che a seconda delle specie è stata più o meno veloce. Il numero di germogli con fiori prodotti è diminuito immediatamente per molte specie. Basandosi sulle specie dominanti, sono stati elaborati dei modelli di successione secondaria per le tre regioni biogeografiche del Ticino, che denotano differenze causate dalle condizioni stazionali.

Molti prati magri del Ticino sono stati abbandonati durante gli ultimi 50 anni (cap. I/1.2), di conseguenza in questo periodo la vegetazione di queste superfici è parecchio cambiata. In questo capitolo ci occupiamo di questo processo naturale dinamico, considerando anche la velocità con la quale si manifestano i cambiamenti della composizione floristica della vegetazione.

5.1 SUCCESSIONE SECONDARIA

La composizione e la struttura della vegetazione di un prato, un pascolo o anche di un campo cambiano dopo la cessazione della gestione agricola, questo fenomeno viene chiamato successione secondaria (VAN DER MAAREL 1988).

I prati abbandonati possono essere distinti da quelli regolarmente gestiti già dopo il primo anno di abbandono, a causa della presenza dello strame dell'anno precedente, non ancora completamente decomposto. L'esperimento di Negrentino (Valle di Blenio) ha dimostrato che i cambiamenti della vegetazione dovuti alla successione possono essere riconosciuti come tendenze continue già ai loro inizi (fig. 20); possono inoltre venire distinti dalle fluttuazioni, di origine climatica, registrate nei prati magri a gestione agricola regolare (cap. I/3).

Fattori che determinano la successione secondaria. Ogni singolo caso di successione secondaria è unico sia nello spazio che nel tempo. Questo dipende in parte dal fatto che molti fattori determinanti il fenomeno della successione sono di tipo stocastico, come ad esempio le condizioni meteorologiche estreme o l'attività di animali che si nutrono di semi; si tratta cioè di fattori che si manifestano solo con una certa probabilità. D'altra parte le singole specie, con le loro caratteristiche fissate geneticamente, hanno un influsso deterministico sul processo di successione secondaria (PICKETT 1982). I diversi processi possono essere tutta-

via simili, ad uguali condizioni stazionali, e quindi riassunti in modelli (PICKETT *et al.* 1987) o linee di successione (ZOLLER *et al.* 1984).

La composizione floristica originaria della vegetazione gioca un ruolo importante nel processo (EGLER 1954). Le popolazioni delle singole specie aumentano e diminuiscono continuamente, con schemi di comportamento propri e diversi da specie a specie (VAN DEN BERGH 1979, PICKETT 1982). Questo andamento nel tempo viene collegato a tre meccanismi: le specie stimolano, sopportano o limitano altre specie (CONNELL & SLATYER 1977, PICKETT *et al.* 1987). Questi tre meccanismi possono agire insieme in combinazioni differenti (BORNKAMM 1988) e sono diversamente importanti nelle varie fasi del processo di successione.

Al momento della cessazione della gestione agricola, le specie più concorrenziali^G limitano la crescita di quelle concorrenzialmente più deboli. Le graminacee e le erbe^G dei prati magri sopportano i germogli e gli stoloni delle piante legnose; così che questi ultimi si possono propagare senza problemi e in condizioni favorevoli avere uno sviluppo massiccio. Molte superfici dei monti ticinesi invase dalla betulla (*Betula pendula*) e dal pioppo (*Populus tremula*), con alberi tutti della stessa età, testimoniano questo fenomeno (STAMPFLI 1985, ISELI & SCHWEINGRUBER 1990). Quando però le condizioni per la germinazione delle piante legnose sono sfavorevoli nel primo anno di abbandono, anche la loro diffusione negli anni seguenti viene sfavorita dallo strato di stame che ne limita la crescita. Spesso la crescita successiva di piante legnose è possibile grazie ad eventi esterni che smuovono lo strato di stame accumulato, ad esempio l'attività di piccoli mammiferi che scavano gallerie, oppure un gregge di capre che casualmente transita sulla superficie abbandonata. In questo caso si verifica una lenta colonizzazione di piante e cespugli; un prato abbandonato può comunque restare per anni libero da piante legnose (ELLENBERG 1978). Nell'azienda agricola abbandonata di Poma, sul Monte Generoso, si possono individuare diversi stadi della successione secondaria adiacenti (fig. 3). Dopo l'abbandono dell'azienda nel 1968, a causa della morte del contadino che la gestiva, sulle superfici utilizzate un tempo per il pascolo è cresciuto in un ventennio un bosco di betulle. All'ombra di esso sono state favorite specie vegetali che necessitano di altre condizioni stazionali, rispetto a quelle tipiche dei pascoli, ad esempio un regime idrico più equilibrato. Uno dei prati un tempo falciato è al contrario ancora oggi quasi libero da cespugli e alberi.

Anche il processo di distribuzione dei semi e le necessità eco - fisiologiche delle singole specie giocano un ruolo importante, accanto alla disponibilità di suolo libero e di condizioni favorevoli (ZOLLER *et al.* 1984). A Poma ad esempio i semi delle betulle, leggeri e facilmente trasportabili da vento, raggiungono ogni punto; mentre i frutti, più pesanti, delle specie tipiche dei boschi adiacenti (faggio, rovere e nocciolo) sono difficilmente reperibili lontano dagli alberi. Queste specie si rinnovano prevalentemente nelle vicinanze dell'albero madre, come è stato osservato nel caso dei germogli di rovere e nocciolo delle parcelle sperimentali di Pree. Il fatto che sia a Poma, sia a Pree non si sia ancora verificato un ringiovanimento di faggio dovrebbe essere dovuto all'influsso negativo della luce sui germogli di questa specie (ZOLLER *et al.* 1984).

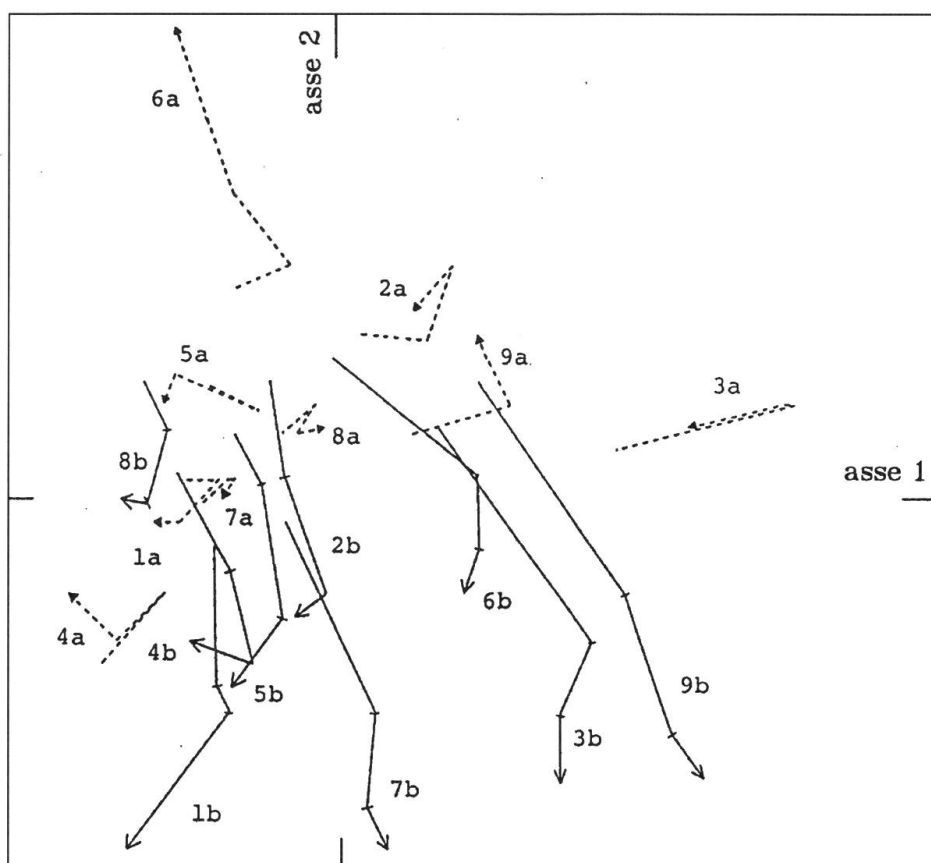


Fig. 20. Variazioni della composizione floristica delle 18 parcelle sperimentali di Negrentino durante il periodo 1988 - 1991 (diagramma di ordinazione di un'analisi delle corrispondenze^G): parcelle regolarmente falciate (1a - 9a, frecce tratteggiate) denotano da un anno all'altro variazioni in diverse direzioni (fluttuazioni); mentre le parcelle abbandonate (1b - 9b, frecce continue) hanno variazioni annuali continue, con direzione più o meno simile (successione). Da: STAMPFLI 1992b.

5.2 EVOLUZIONE DELLA COMPOSIZIONE FLORISTICA DEI PRATI MAGRI DEL TICINO SETTENTRIONALE

Il destino delle singole popolazioni di un prato magro durante il processo della successione secondaria dipende, come già detto, sia dalla composizione floristica originaria, sia dalla possibilità di colonizzazioni delle specie legnose. Per lo studio particolareggiato dei cambiamenti della vegetazione nel tempo, abbiamo scelto alcune superfici secche del Ticino settentrionale (cap. I/2.1), paragonabili a quelle sperimentali di Negrentino. In questo caso sono stati considerati unicamente i rilevamenti dei prati abbandonati con copertura di specie legnose inferiore al 15%, in modo da escludere i processi di successione secondaria, dove le specie legnose sono determinanti. L'età dei prati abbandonati, cioè il numero di anni trascorsi dall'ultimo sfalcio, è stata ricavata dall'analisi delle fotografie aeree.

Ricchezza floristica. I prati magri secchi, non invasi immediatamente da specie legnose, hanno nei primi 25 anni di abbandono una densità di specie equilibrata. Il numero medio di specie subisce nei primi 15 anni una diminuzione significativa pari al 15% circa; considerando però un periodo di 25 anni non è possibile registrare nessun trend (fig. 21).

La densità delle specie in superfici minime ($< 1 \text{ m}^2$), tenendo conto del numero di specie in rapporto all'area del prato abbandonato, diminuisce però considerevolmente. Dopo cinque anni di abbandono, il numero di specie delle parcelle sperimentali di Negrentino per superfici

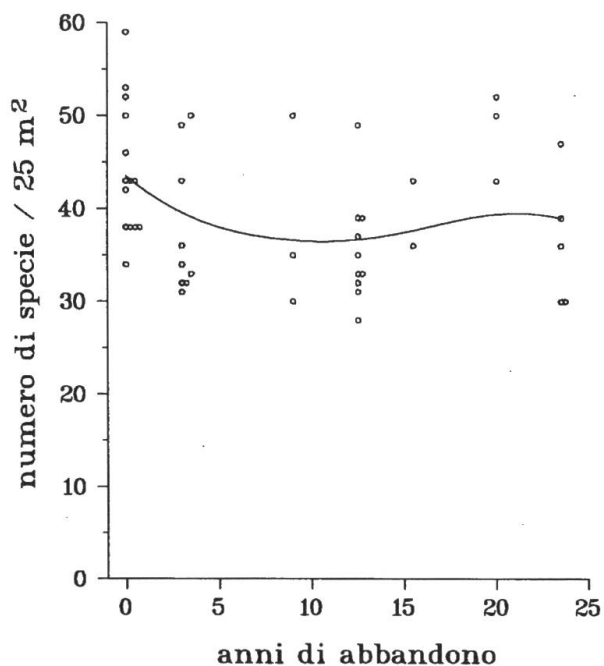


Fig. 21. Densità delle specie vegetali dei prati magri e secchi abbandonati del Ticino settentrionale in rapporto all'età di abbandono degli stessi. Curva calcolata a partire da 46 rilevamenti fitosociologici (HÄFELFINGER in prep.).

minori al metro quadrato era significativamente minore, rispetto ad aree identiche delle parcelle di controllo falciate (fig. 22).

Da questo concludiamo che la concorrenza esclude parecchie popolazioni dei prati magri già nei primi anni dopo la cessazione della gestione agricola. Nei prati secchi abbandonati di vaste dimensioni, anche dopo molto tempo, non si registra tuttavia una diminuzione di specie⁵. Sul Monte San Giorgio, a causa della grande eterogeneità del luogo (profondità del terreno), anche dopo 35 anni di abbandono non c'è stata una regressione del numero di specie (STAMPFLI *et al.* 1994).

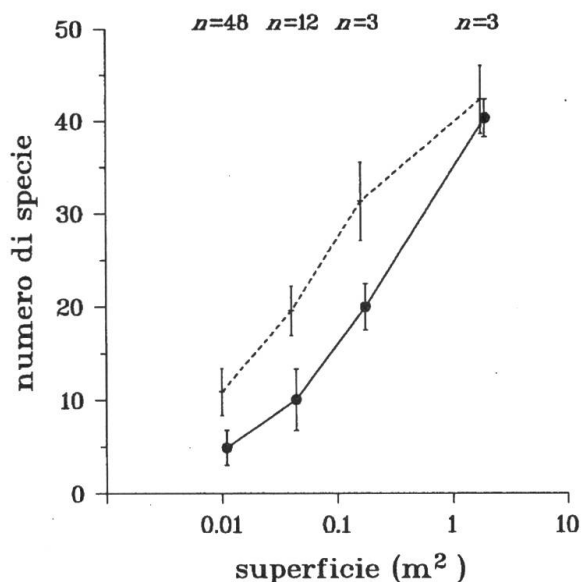


Fig. 22. Numero di specie in rapporto all'area delle parcelle sperimentali di Negrentino falciate (linea tratteggiata) e abbandonate da cinque anni (linea continua).

⁵ Al contrario considerando tutti i 397 rilevamenti fitosociologici dei prati gestiti e dei prati abbandonati del nostro progetto, che includono superfici più o meno secche, si registra un diminuzione di specie proporzionale all'età di abbandono dei prati.

Popolazioni. Quali sono le specie le cui popolazioni subiscono variazioni durante il processo della successione secondaria (abbandono)? Dopo quanto tempo le popolazioni vengono escluse dalla concorrenza?

Il trend⁶ delle variazioni di frequenza, in rapporto all'età di abbandono, delle 46 specie più frequenti nelle parcelle sperimentali di Negrentino è stato determinato in due modi diversi:

- osservazioni annuali dirette nelle parcelle sperimentali di Negrentino durante un periodo di sei anni (fig. 23)
- deduzioni indirette da 46 rilevamenti in prati abbandonati con età di abbandono variante da 0 a 25 anni (fig. 24).

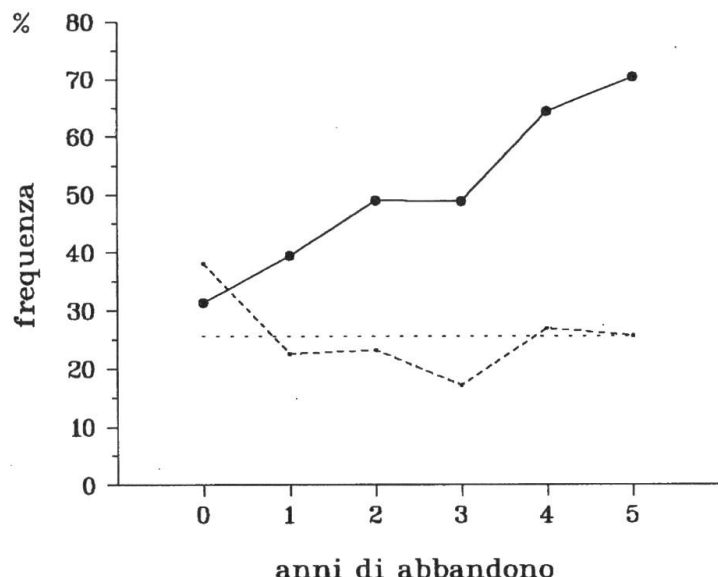


Fig. 23. Fluttuazioni e variazioni a corto termine determinate dal processo di successione secondaria di *Brachypodium pinnatum* nell'esperimento di Negrentino. Superfici abbandonate (successione, linea continua), superfici falciate di controllo (linea tratteggiata), valori medi delle superfici di controllo durante il periodo 1988 - 1993 (linea punteggiata).

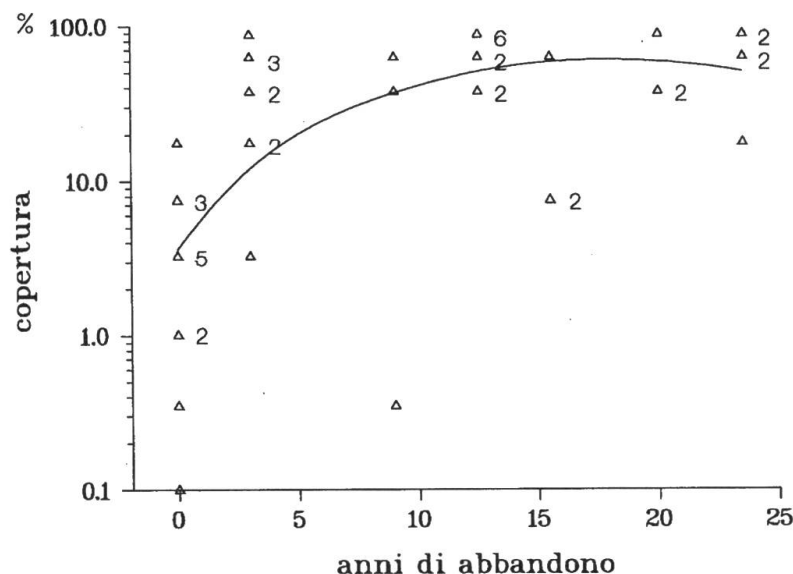


Fig. 24. Variazioni di *Brachypodium pinnatum* causate dalla successione nel Ticino settentrionale. Curva ottenuta grazie ai valori di frequenza in 46 rilevamenti fitosociologici (triangoli; numero di rilevamenti accanto ai triangoli) di prati abbandonati da un numero diverso di anni (HÄFELFINGER in prep.).

⁶ La determinazione del trend è avvenuta calcolando la correlazione tra i valori di frequenza e l'età di abbandono dei prati.

Nel primo caso abbiamo dapprima calcolato il rapporto tra i valori di frequenza delle specie, rilevati con il metodo puntuale nelle parcelle abbandonate, e i valori di frequenza delle specie delle parcelle falciate di controllo. I valori di questi rapporti hanno subito una trasformazione logaritmica e sono quindi stati utilizzati per determinare il trend.

Nel secondo caso, per la determinazione del trend, sono stati utilizzati i valori medi delle classi di copertura percentuale stimate, anch'essi trasformati logaritmicamente.

Il secondo metodo, al contrario del primo che permette grazie alle osservazioni dirette di studiare il fenomeno della successione in modo attendibile, non esclude il pericolo di errori di valutazione (MILES 1979). Le possibili fonti di errore sono probabilmente fattori sconosciuti, ad esempio il tipo di gestione antecedente l'abbandono, l'imprecisione nel determinare l'età, il pascolo occasionale oppure condizioni stazionali diverse. Queste fonti di errore influiscono però in misura minore in un'analisi statistica se il numero di superfici rilevate è sufficientemente grande.

L'analisi delle tendenze (trends) ha permesso di individuare, per i due periodi di successione, specie correlate positivamente, negativamente, oppure non correlate con l'età di abbandono delle superfici. Il secondo metodo non ha permesso di calcolare un trend per le specie con copertura minima; perciò anche una differenza evidente della presenza⁷ è stata valutata come trend positivo (aumento della presenza maggiore al 50%) o negativo (diminuzione della presenza maggiore del 33%).

Partiamo dal presupposto che gli stadi iniziali di successione secondaria dell'esperimento di Negrentino siano rappresentativi per i prati secchi ricchi di specie del nostro studio. Consideriamo inoltre che le caratteristiche fisiologiche ed ecologiche delle specie restino immutate, nel contesto spazio - temporale della nostra ricerca. Con queste premesse, i risultati ottenuti con i due metodi descritti sopra possono venire combinati (tab. 16).

Il *Brachypodium pinnatum* risulta essere l'unica specie, tra le 46 considerate, a far registrare un aumento di frequenza a corto e lungo termine. La possibilità di questa graminacea di sviluppare una copertura molto alta nei prati magri abbandonati è già stata dimostrata da diverse ricerche (GREEN 1980, KRÜSI 1981, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, BOBBINK & WILLEMS 1987, LANGENAUER 1991). Essa riesce infatti, quando la disponibilità di sostanze nutritive è scarsa, ad accumulare fosforo e azoto e ad utilizzarli al meglio (BOBBINK *et al.* 1989, BOBBINK 1991).

Dopo la cessazione della gestione, le specie del gruppo II (tab. 16) vengono leggermente favorite; durante un periodo di 25 anni non denotano nessuno, oppure un leggero aumento della loro copertura. In questo gruppo sono incluse specie "sensibili" fino ad alcune "mediamente sensibili" allo sfalcio, specie che sopportano l'ombra (ELLENBERG *et al.* 1991, BRIEMLE & ELLENBERG 1994), nonché due altre tipiche dei prati pingui e raramente presenti in quelli magri: l'*Avenula pubescens* e la *Dactylis glomerata*. Queste ultime con il *Trisetum flavescens* (gruppo III), specie anch'essa tipica dei prati concimati, sono tra quelle che a corto termine aumentano più fortemente. La presenza di queste graminacee, a forte crescita, indicano che le sostanze nutritive nei prati abbandonati da poco tempo aumentano (autoeutrofizzazione).

Le specie dei gruppi III e IV invece diminuiscono sull'arco di 25 anni; sono specie che crescono prevalentemente su suoli freschi o con apporto di sostanze nutritive abbastanza buono, sopportano inoltre lo sfalcio. Una parte di queste specie (gruppo III) può approfittare, durante i primi anni dell'abbandono, della maggiore umidità e dell'aumento delle sostanze nutritive del suolo.

Le specie dei gruppi V e VI dopo la cessazione della gestione agricola diminuiscono. Il gruppo V comprende, ad eccezione del *Bromus erectus* e del *Leucanthemum vulgare*, specie tolleranti lo stress, avvantaggiate da condizioni stazionali di aridità e povertà di sostanze nutritive, che non hanno possibilità di sopravvivenza in luoghi con suolo più ricco e spesso disturbati (GRIME *et al.* 1988). Sembrano però in grado di sopravvivere a lungo termine anche in prati abbandonati privi di specie legnose, probabilmente però unicamente su suoli poco profondi. Nel gruppo VI sono incluse parecchie specie che necessitano di molta luce, quelle che hanno una crescita limitata e quelle che hanno foglie alla base; tutte vengono velocemente escluse dal processo di successione. Le specie *Anthyllis vulneraria*, *Prunella vulgaris*, *Arabis ciliata*, *Plantago lanceolata*, *Hypochoeris radicata* e *Scabiosa columbaria* sono regredite più rapidamente nell'esperimento di Negrentino, il loro tempo di dimezzamento è stato inferiore a due anni. Le specie del gruppo VII non hanno fatto registrare trend né a corto, né a

⁷ La presenza (parte percentuale dei rilevamenti in cui la specie è presente) dei 12 rilevamenti con età di abbandono "0 anni" è stata confrontata con quella dei 34 rilevamenti con età di abbandono "> 0 anni".

lungo termine; non sembrano cioè essere particolarmente avvantaggiate nei prati abbandonati, secchi e senza specie legnose. Questo gruppo comprende specie dalle preferenze ecologiche diverse.

La nostra ricerca dimostra che la stabilità delle popolazioni, durante il processo di successione, può essere almeno in parte spiegata dalla forma di crescita e dalla forma biologica delle singole specie. Secondo POSCHOLD *et al.* (1995) tutte le specie con vita corta, quelle geofite, quelle con forma a rosetta o semi - rosetta, quelle a crescita limitata, nonché le specie con stoloni superficiali, sono tutte minacciate dall'abbandono. Nei prati abbandonati da lungo tempo del Ticino settentrionale crescono tuttavia ancora spesso specie con forma a semi - rosetta, come la *Carlina acaulis* e il *Dianthus carthusianorum*, nonché l'*Helianthemum nummularium* che è una specie con stoloni superficiali.

Densità dei germogli riproduttivi. Le specie rare, circa un terzo di tutte quelle delle superfici sperimentali di Negrentino, non vengono generalmente registrate in modo ottimale con i metodi di rilevamento e di analisi descritti sopra; tra di esse sono incluse alcune specie di orchidee che crescono unicamente nei prati magri. Abbiamo rilevato la densità dei germogli riproduttivi dell'*Orchis morio*, la specie più frequente tra le quelle rare presenti, dopo la cessazione dello sfalcio. Durante i primi tre anni del processo di successione (1989 - 1991) l'*Orchis morio* non è praticamente fiorita (da 0 a 0.2 germogli riproduttivi per metro quadrato).

Dopo la cessazione dello sfalcio, i valori della densità dei germogli fioriti sono stati ogni anno significativamente più bassi, rispetto a quelli ottenuti dalle parcelle di controllo (da 1.5 a 2.1 germogli per metro quadrato). Questa rapida diminuzione dei germogli riproduttivi di *Orchis morio* la interpretiamo come una perdita di vitalità, che può precedere una probabile regressione della popolazione⁸. L'*Orchis morio* ha però contemporaneamente mostrato la facoltà di sopravvivere nei prati magri abbandonati da poco tempo allo stadio vegetativo. Durante i primi cinque anni di abbandono (1989 - 1993) non sono infatti state rilevate frequenze minori nelle superfici abbandonate, rispetto a quelle di controllo falciate (metodo puntuale^G).

Tab. 16. Tendenze delle popolazioni delle specie più comuni nei prati abbandonati e secchi del Ticino settentrionale: trend a corto termine in base alle osservazioni dirette nelle superfici sperimentali di Negrentino (1988 - 1993), a lungo termine (25 anni) ricavato indirettamente dai rilevamenti di prati abbandonati da diverso tempo. Trend positivo: correlazione significativa per $p < 0.05$ (+) rispettivamente $p < 0.1$ ([+]), trend negativo: correlazione significativa per $p < 0.05$ (-) rispettivamente $p < 0.1$ [-], nessun (.) o trend sconosciuto (?).

⁸ Anche nell'esperimento di Pree (Monte Generoso) si è registrata una diminuzione rapida della densità dei germogli riproduttivi, dopo l'inizio della successione, di sette delle 15 specie considerate. Queste sette specie denotano da allora dei valori molto bassi, si tratta di: *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Centaurea nigrescens*, *Narcissus verbanensis*, *Orchis tridentata*, *Scabiosa columbaria* e *Silene acaulis*. Altre sette hanno avuto variazioni molto grandi nello stesso periodo di tempo: *Bromus erectus*, *Trisetum flavescens*, *Festuca rubra*, *Danthonia decumbens*, *Phyteuma betonicifolium*, *Betonica officinalis* e *Dianthus carthusianorum*. Solo l'*Asphodelus albus* è aumentato costantemente.

gruppo	specie	a corto termine	a lungo termine
I	<i>Brachypodium pinnatum</i>	+	+
II	<i>Avenula pubescens</i>	+	.
	<i>Dactylis glomerata</i>	+	.
	<i>Campanula rotundifolia</i>	+	.
	<i>Carlina acaulis</i>	+	+
	<i>Koeleria cristata</i>	+	.
	<i>Dianthus carthusianorum</i>	.	+
	<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	+
III	<i>Leontodon hispidus</i>	+	-
	<i>Luzula campestris</i>	+	-
	<i>Primula veris</i>	+	-
	<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	-
	<i>Rumex acetosa</i>	[+]	-
	<i>Thalictrum minus</i>	+	-
	<i>Trisetum flavescens</i>	+	-
IV	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	-
	<i>Clinopodium vulgare</i>	.	-
	<i>Festuca rubra</i> s.latiss.	.	-
	<i>Salvia pratense</i>	.	-
	<i>Trifolium pratensis</i>	.	-
	<i>Trifolium repens</i>	.	-
V	<i>Thymus serpyllum</i> s.l.	-	.
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	[-]	.
	<i>Sedum sexangulare</i>	[-]	?
	<i>Danthonia decumbens</i>	-	?
	<i>Briza media</i>	[-]	.
	<i>Bromus erectus</i>	-	.
VI	<i>Anthyllis vulneraria</i>	[-]	-
	<i>Prunella vulgaris</i>	-	-
	<i>Arabis ciliata</i>	-	-
	<i>Plantago lanceolata</i>	-	-
	<i>Hypochoeris radicata</i>	-	-
	<i>Scabiosa columbaria</i>	-	-
	<i>Potentilla pusilla</i>	-	-
	<i>Carex caryophyllea</i>	-	-
VII	<i>Achillea millefolium</i> s.l.	.	.
	<i>Agrostis tenuis</i>	.	.
	<i>Centaurea nigrescens</i>	.	.
	<i>Festuca tenuifolia</i>	.	.
	<i>Helianthemum nummularium</i> s.l.	.	.
	<i>Lotus corniculatus</i> s.l.	.	.
	<i>Potentilla erecta</i>	.	.
	<i>Sanguisorba minor</i>	.	.
	<i>Silene nutans</i>	.	.
	<i>Trifolium montanum</i>	.	.
	<i>Veronica spicata</i>	.	?

5.3 MODELLI DI SUCCESSIONE SECONDARIA NEI PRATI DEL TICINO

Una descrizione generalizzata dei processi di successione secondaria, che si instaurano nei prati magri e nei prati leggermente più ricchi di sostanze nutritive del Ticino, è possibile unicamente grazie ad una notevole semplificazione. Gli andamenti della successione sono stati derivati dall'osservazione di prati gestiti e di prati abbandonati adiacenti con età di abbandono diverse. In questo caso ci siamo limitati alle specie vegetali dominanti, in quanto, secondo MILES (1979), sono quelle più riccamente presenti ad influire in modo determinante sulle altre e sull'ambiente. I nostri modelli di successione dei prati magri ticinesi sono dunque elaborati a partire dalle specie dominanti più appariscenti.

Un primo aspetto da considerare è il comportamento delle diverse specie durante il processo di successione. Di ognuna è perciò stata determinata la variazione della frequenza in rapporto all'aumento dell'età di abbandono (fig. 25).

Dopo la cessazione della gestione agricola, il *Brachypodium pinnatum*, presente nel 75% dei prati studiati, ha fatto registrare un notevole aumento; la copertura maggiore viene raggiunta durante i primi 20 anni di abbandono. Nei prati con età di abbandono superiore la copertura di questa specie diminuisce; la causa delle sue possibilità di sviluppo è già stata ricordata nel capitolo I/5.2. Il comportamento della *Carex fritschii* (inclusa *Carex pilulifera*) è simile a quello del *Brachypodium pinnatum*. Le due specie di *Carex*, spesso difficili da distinguere nello stadio vegetativo, hanno comunque fatto rilevare delle variazioni e una copertura media minori. Il *Bromus erectus* e la *Festuca ovina* sembrano invece restare più costanti per un lungo periodo dopo l'abbandono; tuttavia mentre la prima aumenta leggermente, la seconda diminuisce gradualmente. La *Molinia arundinacea* e il *Pteridium aquilinum* denotano per almeno 40 anni una tendenza ad aumentare; la seconda specie, in certe condizioni, già dopo un decennio può avere dei valori di copertura molto alti. Il *Pteridium aquilinum* è infatti una specie particolarmente concorrenziale, che in condizioni favorevoli del suolo ha una crescita molto grande sia dei germogli, sia dell'apparato radicale. Essa, secondo MILES (1979), può impedire la crescita di cespugli per decenni nelle superfici dove domina. La dominanza di poche specie è spesso accompagnata da una diversità floristica molto bassa del resto della vegetazione (GRIME 1987, BOBBINK & WILLEMS 1987); nella nostra ricerca questo è stato confermato sia per la *Molinia arundinacea*, sia per il *Pteridium aquilinum*. L'aumento della copertura di queste due specie è infatti direttamente proporzionale ad una regressione del numero delle altre specie presenti nelle superfici osservate. La dominanza progressiva di *Brachypodium pinnatum* non ha invece evidenziato una caduta così forte del numero delle altre specie presenti nei prati abbandonati.

Ci si può chiedere quale delle specie citate sopra determinerà il carattere di un prato, dopo la cessazione della gestione agricola regolare, nonché come si svilupperà successivamente la vegetazione. Le nostre ricerche non si basano su studi a lungo termine delle stesse superfici, bensì su osservazioni di superfici adiacenti con età di abbandono diverse, perciò le previsioni per ogni singolo caso non sono del tutto attendibili. Ci sembra tuttavia interessante riassumere le nostre osservazioni in modelli di successione, indicando i possibili sviluppi del processo di successione in località diverse.

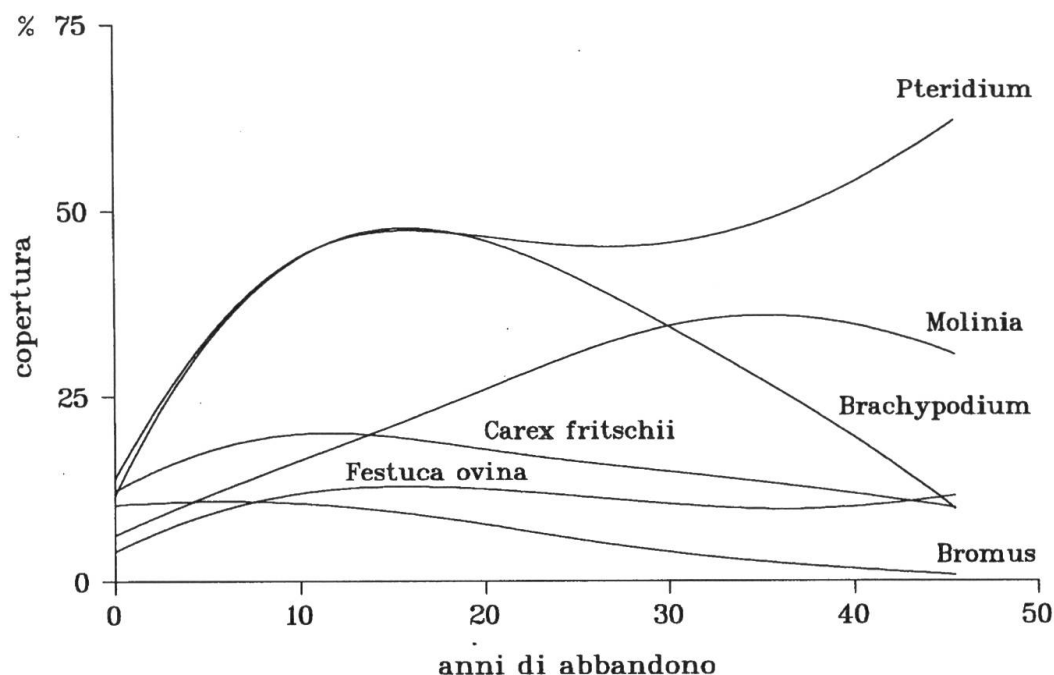


Fig. 25. Variazione dell'abbondanza delle specie dominanti durante il processo della successione secondaria, elaborata da 442 rilevamenti fitosociologici di prati magri e di prati abbandonati con diversa età di abbandono (HÄFELFINGER in prep.). Sono rappresentate le curve di sei specie, calcolate analogamente alla figura 24; in questo caso sono stati considerati i prati dove esse erano effettivamente presenti. Le curve sono da considerare indipendentemente una dall'altra, in quanto non si basano sugli stessi rilevamenti. La scelta delle specie studiate è stata fatta in base alla loro presenza (in almeno il 20% dei 324 prati abbandonati considerati) e alla frequenza con la quale sono risultate dominanti (in più del 5% dei casi con un grado di copertura maggiore al 25%).

Tra le superfici del nostro progetto sono inclusi molti prati, abbandonati tra il 1960 e il 1990, che possono venire considerati rappresentativi del processo di successione per questo periodo. I prati abbandonati con età superiore sono un numero minore e rispecchiano solo una parte dello spettro delle possibilità di sviluppo del fenomeno. I prati abbandonati sono stati suddivisi, per la rappresentazione delle linee di successione delle tre regioni biogeografiche del Ticino (cap. I/2.1.4), in quattro categorie di età: da 1 a 5 anni, da 6 a 15, da 16 a 30, e di età superiore ai 30 anni. Le relazioni, ipotetiche, tra i diversi tipi di prato e i prati abbandonati che ne derivano si basano prevalentemente su osservazioni dei due tipi di vegetazione nelle stesse località. L'interpretazione dei modelli di successione è stata effettuata tenendo conto delle necessità ecologiche delle specie dominanti (cap. I/2.1.4, fig. 9).

Il *Brachypodium pinnatum* è molto diffuso nei prati abbandonati giovani e spesso è accompagnata da altre specie dominanti (fig. 26a, b, c). La presenza di *Carex fritschii* è limitata alle Prealpi insubriche caratterizzate da rocce silicee. Mentre il *Bromus erectus* come specie dominante è stato trovato prevalentemente nel Ticino settentrionale, più secco (fig. 8); solo in quest'ultima regione la crescita della *Molinia arundinacea* sembra essere limitata a suoli molto umidi. All'interno delle regioni biogeografiche è possibile rilevare differenze nella vegetazione dei prati abbandonati, determinate dalle condizioni stazionali, che possono dunque essere determinanti per le differenti linee di successione. Nella regione delle Prealpi insubriche - piemontesi ad esempio, in condizioni di povertà di sostanze nutritive, si sviluppano prati abbandonati dominati da *Carex fritschii*; questo accade sia a partire da prati secchi (*Mesobromion*), sia da pascoli magri acidi (*Nardion*). Su suoli aridi si osserva spesso un valore di copertura alto della *Festuca ovina*. Il *Brachypodium pinnatum* domina più frequentemente su

terreni da leggermente acidi fino a neutrali, in parte più ricchi di sostanze nutritive, cioè in superficie un tempo a prato secco (*Mesobromion*), oppure a "prato concimato magro". Questa specie è presente in combinazione con l'*Agrostis tenuis* anche nelle superfici leggermente acide, un tempo occupate da prati a *Agrostis* e *Festuca* ("Festuco - Agrostietum"). La *Molinia arundinacea* sviluppa una grande copertura dove il suolo è poco produttivo e più o meno profondo. La sua presenza è stata registrata di frequente in stadi di successione avanzata; mentre non sono stati osservati stadi più giovani di prati abbandonati dominati *Molinia*. Non risulta quindi chiaro a partire da quale associazione prativa si sviluppino, in questa regione, i prati abbandonati dominati dalla *Molinia arundinacea*. L'aumento dell'età di abbandono corrisponde ad una sempre maggiore suddivisione delle linee di successione; si osserva così anche l'arrivo del *Pteridium aquilinum* e di specie legnose. Nei prati abbandonati cespugliati sono frequenti la ginestra (*Cytisus scoparius*) e la betulla (*Betula pendula*), in altre regioni anche il nocciolo (*Corylus avellana*). Dopo meno di 15 anni le superfici abbandonate possono a volte assumere l'aspetto di un bosco. Le superfici dominate dal *Pteridium aquilinum* o dalla *Molinia arundinacea* al contrario possono restare libere da specie legnose, quindi mantenere più a lungo l'aspetto di superficie erbosa.

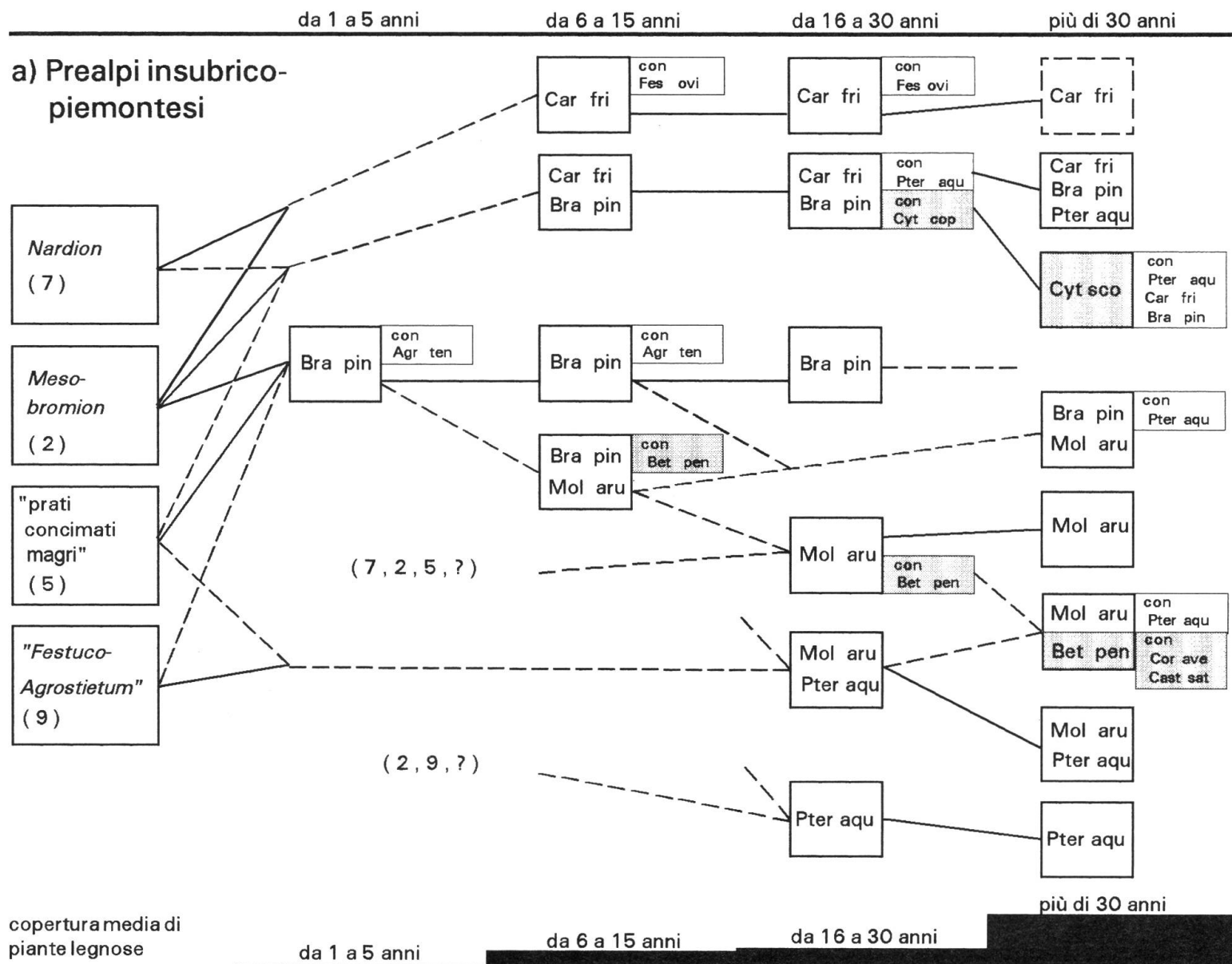
Le linee di successione illustrate nella figura 26 evidenziano alcune analogie con le sequenze di abbandono del Giura, descritte da KIENZLE (1979), anche se la nostra suddivisione temporale dei processi di successione non coincide con i suoi stadi fisionomici di sviluppo⁹. Il *Bromus*, il *Brachypodium*, la *Molinia* e il *Pteridium* hanno evidenziato una dipendenza da condizioni stazionali simili e un medesimo comportamento nel processo di successione secondaria.

La tendenza, dimostrata in altre ricerche (ad esempio GISI & OERTLI 1978, KIENZLE 1979), dei prati abbandonati da molto tempo, di avere un valore del pH del suolo più basso rispetto agli stadi giovani, è stata confermata anche per il Ticino. L'acidificazione dei suoli è molto più evidente nei sostrati silicei, che non in quelli calcarei (HÄFELFINGER in prep.).

Fig. 26. Modelli di successione secondaria delle regioni biogeografiche definite: a) Prealpi insubriche - piemontesi, b) Alpi interne (Ticino settentrionale), c) Prealpi calcaree sudorientali; elaborati da più di 400 rilevamenti botanici di prati gestiti e prati abbandonati di età diverse (determinazione dell'età di abbandono grazie a fotografie aeree, HÄFELFINGER in prep.). I modelli si basano sulla presenza di una o più specie dominanti con una copertura pari almeno al 25% della superficie osservata. Le specie, rispettivamente le loro combinazioni, sono state considerate unicamente quando erano presenti almeno tre volte, per regione e per classe d'età. Le linee di relazione tratteggiate significano insicurezza nella valutazione della sequenza (osservazioni isolate, mancanza di stadi intermedi). Nomi delle piante abbreviati con le prime tre lettere del genere e della specie (es. *Brachypodium pinnatum*: Bra pin).

9 La maggior parte dei prati abbandonati studiati nel nostro progetto è paragonabile allo stadio "Vollbrache", una piccola parte allo stadio "Lockerbuchbrache", mentre gli stadi "Busch-/Lockerwald" sono solo un'eccezione; una corrispondenza dei nostri prati abbandonati giovani con lo stadio "Initialbrache" non è inoltre sicura.

a) Prealpi insubrico-piemontesi



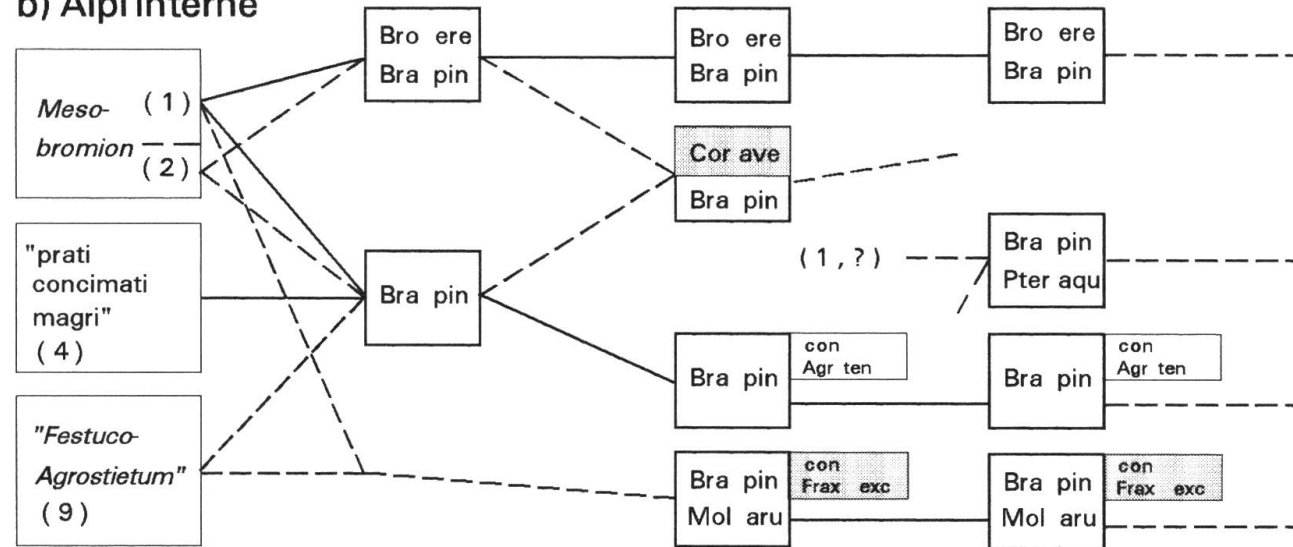
da 1 a 5 anni

da 6 a 15 anni

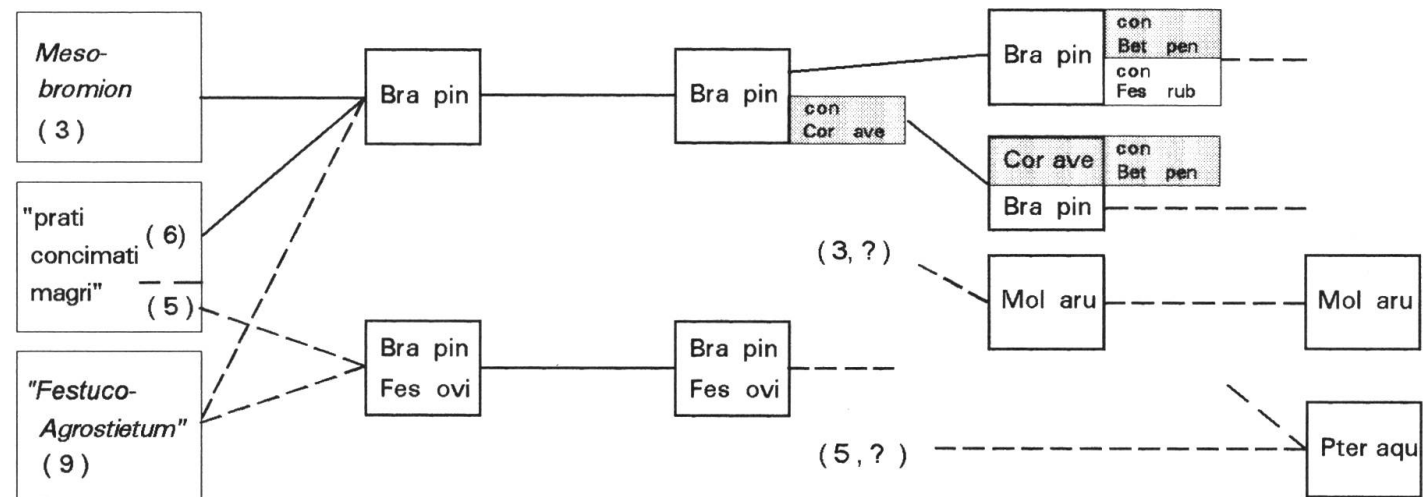
da 16 a 30 anni

più di 30 anni

b) Alpi interne



c) Prealpi calcaree sudorientali



6 EFFETTI DELL'ABBANDONO SULLE COMUNITÀ DI INVERTEBRATI

M. Lörtscher

La cessazione dello sfalcio, con i conseguenti cambiamenti della vegetazione, causano, in poco tempo, una grande variazione nella composizione delle specie dei popolamenti degli invertebrati studiati; ciò non si verifica al contrario per le specie vegetali. Il numero di specie di invertebrati è restato inoltre costante nei successivi stadi della successione secondaria, in alcuni casi è anche aumentato. Il numero delle specie vegetali è invece generalmente diminuito. Queste differenze possono essere spiegate dal fatto che i gruppi di invertebrati studiati sono erbivori o carnivori non specializzati e reagiscono quindi maggiormente ai cambiamenti di struttura dell'ambiente o del microclima, rispetto alle piante.

6.1 PREMESSE

La cessazione della gestione agricola dei prati magri causa il cambiamento di diversi fattori determinanti per la vita di animali e piante; i più importanti sono la mancanza dello sfalcio e, di conseguenza, l'accumulo di stame. La mancanza dello sfalcio rende la struttura spaziale dell'ambiente più costante nel tempo, quindi anche il microclima che ne consegue (cap. I/2.1). La presenza dello stame invece cambia le condizioni di vita negli strati più vicini al suolo. La disponibilità alimentare per gli erbivori rimane inoltre grande. In molti casi si sviluppa la dominanza di poche graminacee e il numero totale di specie vegetali diminuisce (cap. I/2.1 e I/5). Secondo SMITH (1992) le superfici abbandonate erbose e gli stadi cespugliati offrono rifugio al maggior numero di specie animali e solo con la crescita di giovani alberi il loro numero decresce. Le ricerche sulle variazioni della diversità degli invertebrati durante il processo di successione nei campi (SOUTHWOOD *et al.* 1979, BROWN & SOUTHWOOD 1983), nonché in una ex cava (PARR 1980 cit. in USHER & JEFFERSON 1991) hanno confermato questa tesi. Studi più dettagliati circa l'effetto dell'abbandono dei prati su invertebrati sono stati finora effettuati solo per singoli gruppi, ad esempio per i lepidotteri (ERHARDT 1985a,b).

Lo studio delle conseguenze della successione secondaria sugli organismi può essere affrontato in due modi: da una parte si possono osservare i cambiamenti nel tempo in un luogo ben preciso; dall'altra si può ricostruire il processo confrontando diverse superfici adiacenti, che rappresentano stadi diversi del processo stesso. Nel caso delle nostre ricerche zoologiche abbiamo scelto il secondo approccio (cap. I/2.2), a causa dei limiti finanziari e di tempo. In questo capitolo ci occupiamo dapprima degli effetti della successione secondaria sul complesso delle specie rilevate, poi anche sulle singole specie.

6.2 PATRIMONIO FAUNISTICO COMPLESSIVO

I gruppi di invertebrati considerati possono essere ordinati in diversi livelli della catena trofica^G: decompositori, erbivori, carnivori. Secondo PUTMAN & WRATTEN (1984) i gruppi dei livelli trofici alti (carnivori) subiscono, durante il decorso della successione secondaria, un

cambiamento più lento della comunità di specie, rispetto ai gruppi dei livelli inferiori (erbivori e decompositori). Questo dovrebbe causare una diversa distribuzione di questi gruppi lungo il gradiente determinato dalla gestione.

Le singole specie sono generalmente meno adatte ad illustrare le conseguenze dell'abbandono nella loro completezza; è però possibile spiegarle considerando invece la somma delle reazioni del numero maggiore di specie possibile. Il confronto di comunità di specie di molte superfici di studio supera la capacità di analisi umana. Ci si serve perciò di metodi statistici multifattoriali, che semplificando la struttura molto complessa delle relazioni permette di renderle comprensibili. Uno di questi metodi è l'ordinazione^G, che permette di rappresentare le relazioni di affinità tra le superfici studiate in un piano delimitato da due assi (TER BRAAK 1987). Con questo metodo è possibile rappresentare serie continue del corpo dati, ad esempio gradienti di tempo.

La figura 27 mostra i diagrammi di ordinazione^G delle specie vegetali e dei gruppi di invertebrati considerati¹⁰. Nel diagramma della vegetazione si evidenziano due rilevamenti del Monte San Giorgio che si separano nettamente lungo il primo asse orizzontale (E). Gli altri rilevamenti si distribuiscono lungo l'asse verticale, ma non sono riconoscibili raggruppamenti distinti. La suddivisione è più chiara se si eliminano dall'analisi i dati del Monte San Giorgio. Malgrado ciò si denota una suddivisione solo parziale tra prati gestiti e prati abbandonati, poiché gli aspetti geografici giocano un ruolo più importante. Le 17 superfici, dove sono stati studiati anche i gruppi di invertebrati, non si sono così caratterizzate grazie al fattore "abbandono della gestione", come invece era stato il caso per i 443 rilevamenti botanici presentati nel capitolo I/2.1. Per queste superfici l'aspetto più importante è la particolare situazione floristica del Monte San Giorgio (STAMPFLI *et al.* 1994).

I gruppi di invertebrati hanno evidenziato tendenze più evidenti nel passaggio da prato gestito a prato abbandonato; la gestione gioca infatti un ruolo preponderante per tutti i gruppi considerati. Nei diagrammi di ordinazione di aracnidi, carabidi, ortotteri, lepidotteri diurni e diplopodi il primo asse (orizzontale) è correlato con un gradiente di gestione; nel caso di aracnidi, carabidi e ortotteri se ne evidenzia uno "prato gestito - prato abbandonato erboso - prato abbandonato cespugliato". Gli eterotteri denotano una parziale suddivisione tra superfici gestite e abbandonate, generalmente inoltre le superfici di una stessa regione occupano posizioni vicine.

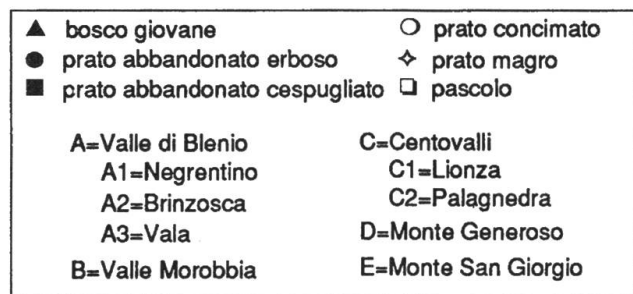
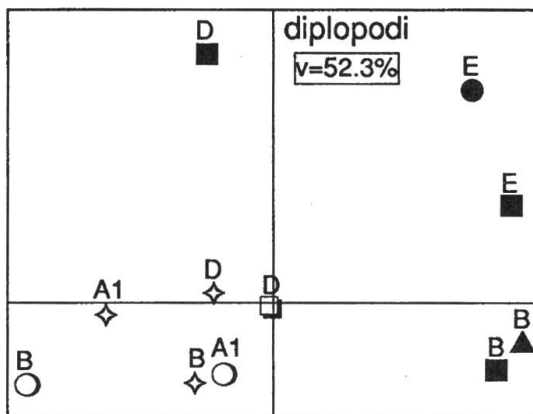
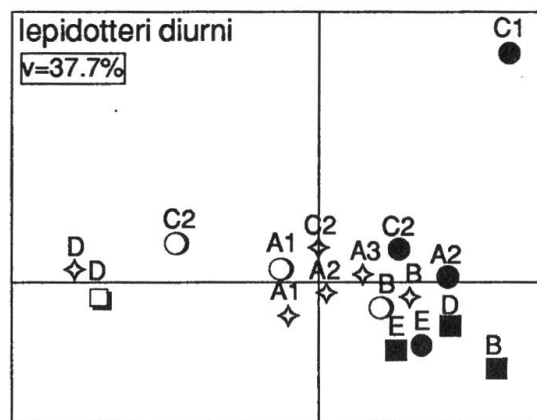
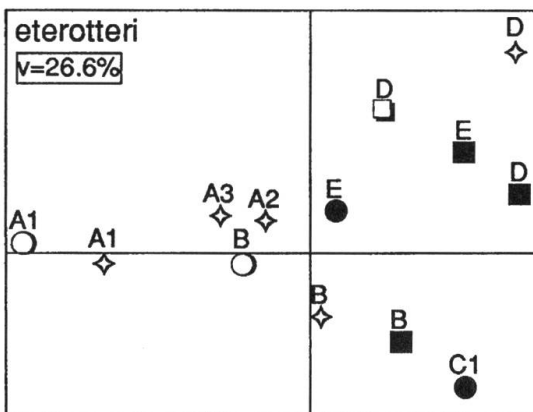
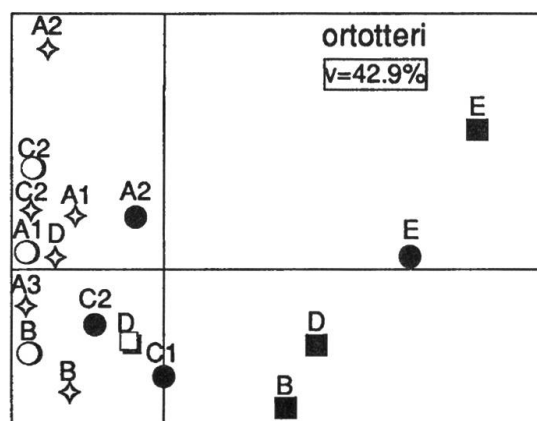
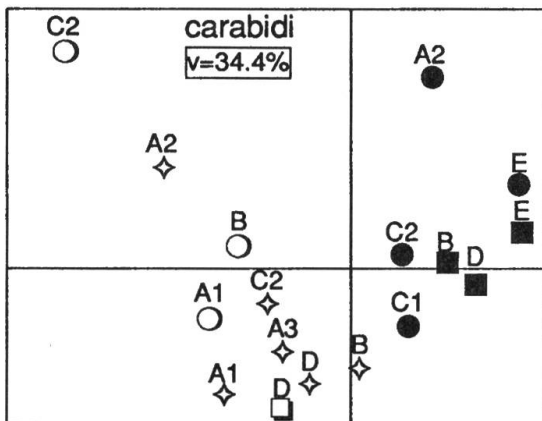
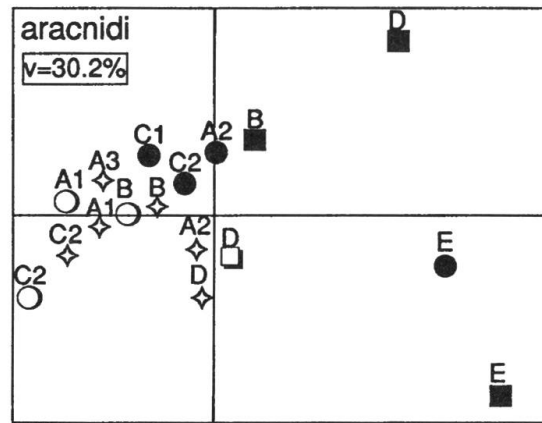
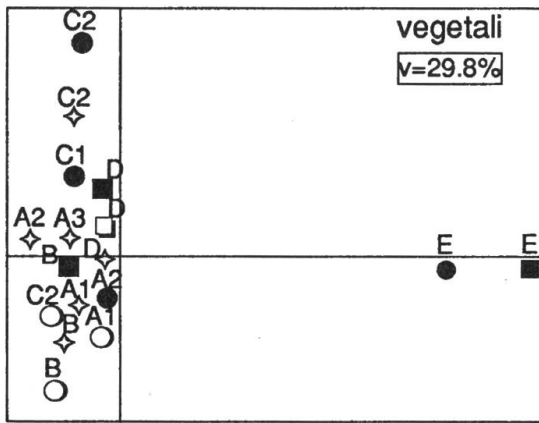
La suddivisione tra prati magri e prati concimati, a parte nel caso della vegetazione e dei carabidi, non è stata possibile neanche con questo metodo di analisi (cap. I/2.2). La posizione particolare del Monte San Giorgio è stata inoltre confermata anche dai dati di diversi gruppi di invertebrati (LÖRTSCHER *et al.* 1994).

Il cambiamento della composizione delle comunità di invertebrati, dopo la cessazione dello sfalcio, avviene in modo relativamente veloce e chiaro, come dimostrato sopra, per tutti i gruppi considerati. Gli stadi seguenti della successione si evolvono invece in un processo concatenato (secondo SCHWERDTFEGER 1975), anche se per alcuni gruppi considerati si è registrato un passaggio graduale da un prato abbandonato erboso ad uno cespugliato.

I **diplopodi**, decompositori, hanno permesso di confermare la tesi, secondo la quale gli animali dei livelli trofici inferiori reagiscono più velocemente al processo di successione. La composizione delle specie dei prati gestiti e dei prati abbandonati di questo gruppo sono anche quelle che si differenziano maggiormente. I **lepidotteri diurni** e gli **aracnidi**, erbivori puri i

Fig. 27. Diagrammi di ordinazione della vegetazione e dei gruppi di invertebrati studiati. Vengono illustrati il primo asse (orizzontale) e il secondo (verticale), nonché la percentuale di variabilità che viene spiegata grazie a questi (v).

¹⁰ I dati delle piante e di tutti i gruppi di invertebrati sono stati confrontati tra di loro come descritto nel capitolo I/2.2.



primi e carnivori i secondi, non hanno al contrario fatto registrare delle variazioni chiare. I lepidotteri diurni sono animali molto mobili e molte specie distribuiscono le loro attività in prati diversi di una vasta zona (LÖRTSCHER 1994, SCHWARZWÄLDER *et al.* in prep.). Una corretta interpretazione delle abbondanze rilevate in superfici adiacenti è perciò difficile. Gli **eterotteri**, prevalentemente erbivori, non hanno d'altra parte denotato una migliore differenziazione. I **carabidi**, per la maggior parte carnivori, hanno invece fatto rilevare una suddivisione chiara degli stadi della successione secondaria. La reazione differenziata degli animali di livello trofico diverso al processo di successione dei prati magri ha potuto così essere dimostrata, nel nostro caso, unicamente per il livello più basso, cioè per i decompositori.

6.3 GRADIENTE DI DIVERSITÀ

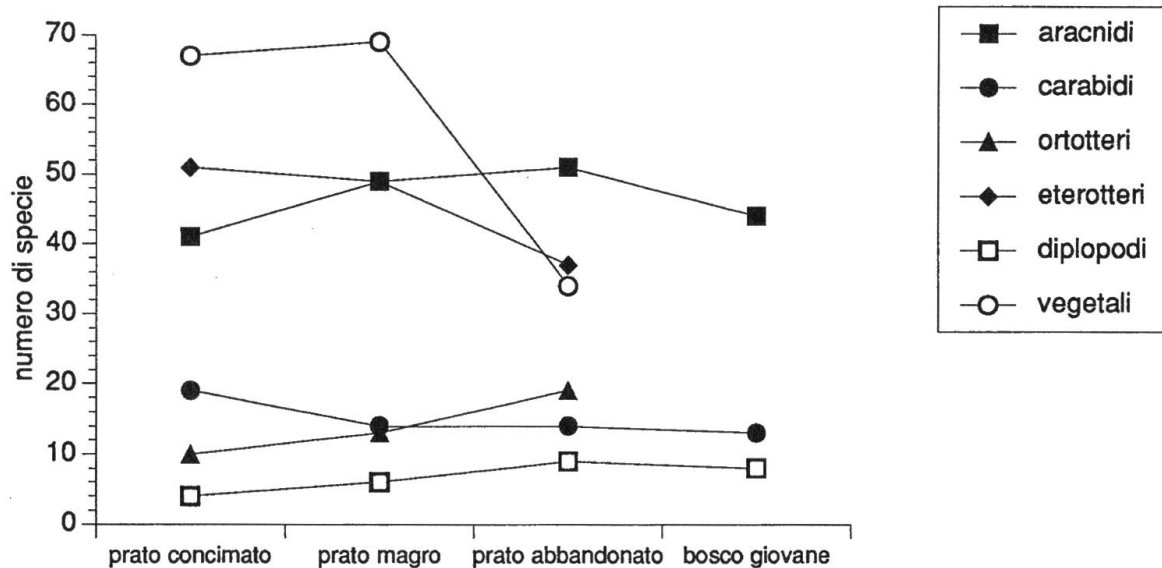
Più l'ambiente è eterogeneo e complesso, più complesse e varie saranno anche le comunità di piante e animali che lo popolano (KREBS 1994). Le variazioni della struttura spaziale dei prati magri durante il processo di successione sono molto variegate. Accanto alle monoculture di graminacee, possono infatti svilupparsi, anche mosaici assai complessi di molti tipi di strutture (cap. I/2.1 e I/8). Il numero di specie vegetali presenti nei prati abbandonati è pure risultato variabile, anche se è stata osservata una tendenza generale alla diminuzione durante il processo di successione (cap. I/5).

ERHARDT (1985a) aveva registrato una tendenza simile nel caso dei lepidotteri diurni nei prati magri e abbandonati della fascia subalpina della Valle di Tavetsch. Subito dopo la cessazione dello sfalcio aveva osservato una reazione positiva, con l'aumento sia dell'entità delle popolazioni, sia del numero di specie; a lungo termine però il processo della successione aveva avuto influssi negativi sulle comunità di lepidotteri diurni.

Il confronto della ricchezza di specie di parecchie superfici può essere effettuato con diversi metodi. Quello più semplice confronta direttamente il numero delle specie presenti nelle varie superfici; bisogna però tenere conto del fatto che il numero di specie rilevato dipende dall'intensità di ricerca, che deve perciò essere uguale in tutte le superfici studiate (KREBS 1989). Nella nostra ricerca questa premessa si è verificata per i rilevamenti effettuati con le trappole Barber^G (aracnidi, carabidi e diplopodi), nonché nel caso dei rilevamenti lungo i transetti^G a vista (ortotteri) oppure con il retino falciatore^G (eterotteri), ad eccezione quindi di quelli dei lepidotteri diurni.

Un prato concimato, un prato magro e un prato abbandonato erano confinanti in due delle località (Melera in Valle Morobbia e Palagnedra nelle Centovalli), scelte per le ricerche del progetto (fig. 28). Il numero di **specie vegetali** a Melera ha evidenziato una forte diminuzione nel prato abbandonato, mentre a Palagnedra è restato più o meno costante. La diversità degli invertebrati denota andamenti diversi sia tra i differenti gruppi considerati, sia tra le due località. Il numero di **aracnidi** a Palagnedra ad esempio è stato sensibilmente maggiore passando dal prato concimato, al prato magro fino al bosco giovane. A Melera si è registrato lo stesso aumento dal prato concimato al prato magro, fino a quello abbandonato; nel bosco giovane adiacente invece il numero di specie di aracnidi rilevate è stato minore. Lungo un ulteriore transetto, per il quale esistono solo dati degli aracnidi, il numero di specie è diminuito passando dal prato magro (26 specie) ad un prato abbandonato giovane (22), per poi aumentare in un prato abbandonato più strutturato e di età superiore (39); da ultimo si è avuta una diminuzione nel bosco confinante (22 specie) (A. Hänggi com. pers.). Gli **ortotteri** hanno fatto registrare un numero più o meno costante di specie nelle tre superfici studiate di Palagnedra. Il prato abbandonato è stato però pascolato da pecore durante il secondo e terzo anno dei rilevamenti, perciò il confronto non è molto attendibile. Il numero di ortotteri a Melera, dove le condizioni di rilevamento sono state costanti e paragonabili, è leggermente aumentato passando dal prato concimato a quello magro, fino a quello abbandonato. I **carabidi** invece hanno denotato un numero costante nei quattro tipi di ambiente, anche se si può individuare una leggera tendenza negativa nel passaggio da prato gestito e prato abbandonato.

Melera



Palagnedra

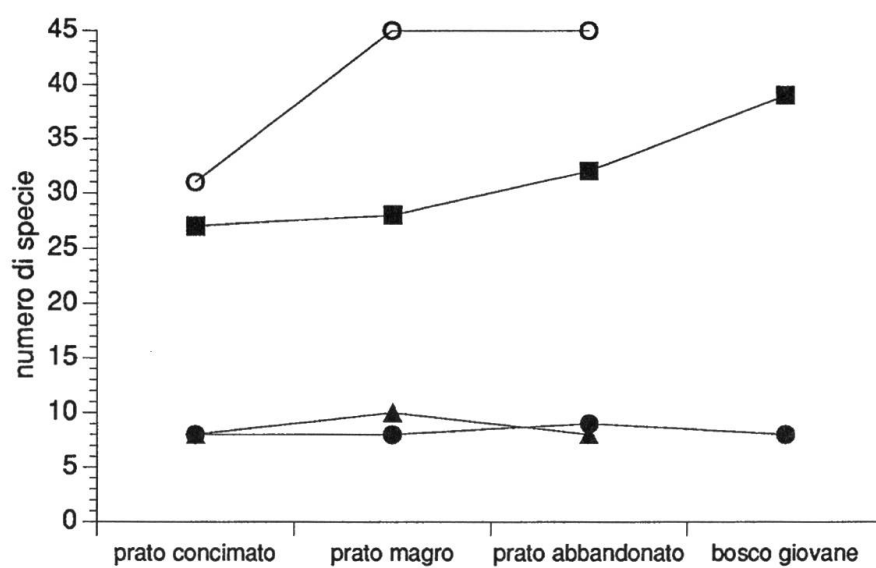


Fig. 28. Gradiente del numero di specie dei diversi gruppi di invertebrati studiati nelle superfici di Melera (Valle Morobbia) e di Palagnedra (Centovalli).

Da ultimo gli **eterotteri**, dei quali sono disponibili unicamente dati della Valle Morobbia (Melera), hanno fatto registrare una netta diminuzione del numero di specie nel prato abbandonato, rispetto a quello magro.

Un prato magro e un prato abbandonato adiacente sono inoltre stati confrontati presso due fino a sei località, a seconda del gruppo di organismi, quale complemento ai dati presentati per le località di Melera e Palagnedra (tab. 17). Il numero delle piante dei prati abbandonati, rispetto ai magri, è diminuito in tre località su cinque. Gli aracnidi e gli ortotteri hanno invece fatto registrare un numero maggiore di specie nel prato magro in quattro su sei località i primi, in tre su sei i secondi. Carabidi, eterotteri e lepidotteri diurni non hanno mostrato grandi differenze nel numero di specie delle superfici gestite e abbandonate, considerate nella tabella 17.

Concludendo possiamo affermare che le differenze regionali sono importanti per il numero diverso di specie presenti in prati magri e prati abbandonati. Tendenze complessive, determinate dalla successione secondaria, sono state individuate solo per gli aracnidi e gli ortotteri. Entrambi i gruppi hanno avuto tendenzialmente un numero maggiore di specie nei prati abbandonati, rispetto a quelli gestiti; le piante hanno mostrato una tendenza inversa.

Tab. 17. Numero di specie vegetali e dei diversi gruppi di invertebrati rilevato in un prato magro (pm) e in un prato abbandonato adiacente (pa). Per alcuni gruppi sono stati rilevati dati di due superfici (separati con /); * dati ridotti (trappolaggio maggio - settembre).

	Brinzosca		Melera		Lionza		Palagnedra		Monte Generoso	
	pm	pa	pm	pa	pm	pa	pm	pa	pm	pa
aracnidi	41	43	49	51	26*	22*/36*	28	32	54	49
carabidi	-	-	14	14	-	-	8	9	15	14
ortotteri	15	17	15	20	15/14	15/12	13	13	7	11
eterotteri	-	-	49	37	46	41	-	-	22/25	32/33
lepidotteri diurni	25	39	29	30	30	29	22	15	29	19
diplopodi	-	-	6	9	-	-	-	-	7	8
vegetali	47	57	69	34	48	44	45	45	60	35

6.4 SINGOLE SPECIE

Abbiamo voluto stabilire se, oltre alle specie caratteristiche di un determinato ambiente, ne esistono altre presenti in diversi stadi, ma che reagiscono in modo diverso al processo di successione.

La reazione delle singole specie, dopo la cessazione agricola dei prati magri, è stata studiata nelle località della tabella 17. Ci siamo cioè chiesti se una specie, in ogni località dove era presente, era più frequente nel prato magro o in quello abbandonato. La tabella 18 presenta solo quelle specie che hanno soddisfatto criteri¹¹ ben determinati. Nella tabella 18, a causa dei criteri di scelta identici a quelli del capitolo 1/2.2, figurano anche specie che in quel capitolo sono indicate come specie stazionali caratteristiche.

¹¹ Almeno 20 individui nel caso di dati quantitativi*; somma delle abbondanze* almeno pari a 5 nel caso di dati semiquantitativi*. I modelli di reazione delle singole specie ottenuti con quest'analisi sono da considerare come tendenze. La mancanza di sufficienti dati non ha permesso un'analisi statistica.

Tab. 18. Specie rilevate regolarmente con maggiore frequenza nei prati magri o in quelli abbandonati. A aracnidi, C carabidi, O ortotteri, E eterotteri, L lepidotteri diurni. * nel capitolo I/2.2 considerate specie tipiche stazionali.

in aumento nei prati abbandonati	in diminuzione nei prati abbandonati
A <i>Agroeca cuprea</i>	A <i>Alopecosa cuneata*</i>
A <i>Aulonia albimana</i>	A <i>Alopecosa trabalis</i>
A <i>Centromerus sylvaticus</i>	A <i>Arctosa figurata*</i>
A <i>Coelotes mediocris</i>	A <i>Ceratinopsis stativa</i>
A <i>Dicymbium nigrum</i>	A <i>Eperigone trilobata</i>
A <i>Drassodes pubescens*</i>	A <i>Meioneta mollis</i>
A <i>Lepthyphantes aridus*</i>	A <i>Pachygnatha degeeri*</i>
A <i>Lepthyphantes mengei</i>	A <i>Pardosa palustris*</i>
A <i>Pardosa lugubris s.l.*</i>	A <i>Xysticus kochi*</i>
A <i>Pardosa riparia</i>	A <i>Xysticus ninnii</i>
A <i>Peponocranium orbiculare*</i>	A <i>Zelotes electus*</i>
A <i>Tapinocyba maureri</i>	
A <i>Trochosa hispanica</i>	C <i>Harpalus tardus*</i>
A <i>Trochosa terricola</i>	C <i>Calathus fuscipes*</i>
A <i>Walckenaeria acuminata*</i>	C <i>Amara convexior</i>
A <i>Walckenaeria antica</i>	
A <i>Xysticus erraticus</i>	O <i>Omocestus ventralis*</i>
A <i>Zelotes latreillei</i>	O <i>Decticus verrucivorus</i>
	O <i>Gryllus campestris</i>
C <i>Abax baenningeri*</i>	E <i>Charagochilus gyllenhalii</i>
C <i>Abax continuus*</i>	E <i>Chlamydatus pullus*</i>
C <i>Carabus glabratus*</i>	E <i>Coreus marginatus</i>
	E <i>Coriomeris denticulatus</i>
O <i>Chrysochraon brachyptera</i>	E <i>Eurydema oleraceum*</i>
O <i>Gomphocerus rufus</i>	E <i>Peritrechus gracilicornis*</i>
O <i>Pholidoptera griseoaptera*</i>	E <i>Sciocoris micropthalmus*</i>
O <i>Nemobius sylvestris</i>	E <i>Spatocera dahlmannii</i>
	E <i>Stenodema sericans</i>
E <i>Aelia acuminata*</i>	
E <i>Kleidocerus resedae*</i>	L <i>Coenonympha pamphilus</i>
E <i>Lygaeus equestris*</i>	L <i>Colias hyale / australis</i>
E <i>Megaloceraea recticornis</i>	L <i>Maniola jurtina</i>
E <i>Myrmus miriformis*</i>	L <i>Melitaea didyma</i>
E <i>Tropidothorax leucopterus</i>	L <i>Zygaena filipendulae</i>
	L <i>Zygaena transalpina</i>
L <i>Coenonympha arcania</i>	
L <i>Erebia aethiops</i>	
L <i>Erebia medusa</i>	
L <i>Hesperia comma</i>	
L <i>Ochlodes venatus</i>	

Con la letteratura scientifica a disposizione, i modelli osservati per gli **aracnidi** e i **carabidi** (tab. 18) non possono venire interpretati; spesso infatti la biologia e l'ecologia delle specie di questi due gruppi sono ancora sconosciute. La differenza maggiore, tra gli **ortotteri** che popolano più frequentemente i prati abbandonati e quelle dei prati magri, risiede nel tipo di substrato utilizzato per la deposizione delle uova. Le specie dei prati abbandonati depongono generalmente le uova negli strati alti della vegetazione, ad esempio negli steli delle erbe oppure nella corteccia di arbusti; quelle più comuni nei prati falciati le depongono invece nel terreno

(HARZ 1960). Altre necessità o preferenze sono il tipo di microclima, la struttura della vegetazione di tipo verticale (graminacee) od orizzontale (foglie larghe), le zone di suolo libere da vegetazione. Per gli **eterotteri** è stato possibile dimostrare come le specie che succhiano graminacee sono particolarmente frequenti nei prati abbandonati (OTTO *et al.* 1995). Questo è dovuto probabilmente alla grande disponibilità di risorse alimentari (alta percentuale di graminacee, cap. I/2.1) e di substrato per la deposizione delle uova (KULLENBERG 1944) che offrono i prati abbandonati studiati, dove è inoltre assicurato lo sviluppo indisturbato di uova e larve. Gli eterotteri che invece vivono a livello del terreno preferiscono i prati magri gestiti (OTTO *et al.* 1995); parecchie di queste specie necessitano di un microclima caldo e secco, tipico piuttosto dei prati magri con copertura vegetale incompleta che non dei prati abbandonati coperti dallo strato di stame (GISI & OERTLI 1981a,b, cap. I/2.1). Nei prati abbandonati inoltre, a causa della quantità notevole di stame accumulato e della densità della vegetazione, l'ambiente esercita una maggiore resistenza^G alla locomozione degli invertebrati (Raumwiderstand), negli strati più vicini al suolo. I modelli di reazione dei **lepidotteri diurni** possono in parte venire spiegati tenendo conto della fenologia^G delle specie. La maggior parte delle specie, che reagiscono in modo negativo allo sfalcio, sono specie che hanno un periodo di volo relativamente tardivo (luglio - agosto). Mentre le specie che sembrano reagire negativamente all'abbandono hanno un periodo di volo più precoce (giugno - luglio) oppure sviluppano due generazioni (GONSETH 1987, SBN 1987). I bruchi delle specie che volano tardi si trovano, al momento dello sfalcio dei prati magri (giugno - luglio), nelle fasi finali del loro sviluppo, quando cioè le necessità alimentari sono molto grandi e quindi la distruzione della vegetazione (sfalcio) ne pregiudica lo sviluppo. Questo vale meno per quelle specie che volano prima o che hanno due generazioni, la vegetazione resta infatti intatta, o è già ricresciuta, durante il loro periodo di sviluppo e di volo.

Erano inoltre disponibili i dati relativi al passaggio da prato magro, a prato abbandonato fino a bosco giovane di aracnidi e di carabidi di due località (Melera e Palagnedra). Questi dati hanno permesso di determinare quali specie aumentano o diminuiscono nel successivo andamento della successione; è stato anche possibile rilevare se esistono specie che preferiscono gli stadi intermedi della successione, in particolare prati abbandonati più o meno cespugliati (tab. 19).

La maggior parte delle specie riportate nella tabella 18 popolano nell'Europa centrale anche altri ambienti, rispetto a quelli studiati nel nostro progetto (HÄNGGI *et al.* 1995, MARGGI 1992, BELLMANN 1985, WACHMANN 1989, SBN 1987). Le preferenze ambientali dettagliate delle singole specie sono spesso poco conosciute. I nostri risultati evidenziano come la scelta dell'habitat sia, a causa di tali preferenze, probabilmente per adulti e per gli stadi giovanili, molto più complessa di quanto finora supposto (cap. I/8).

Tab. 19. Aracnidi e carabidi che fanno registrare una tendenza evidente lungo lo sviluppo della successione secondaria, da prato fino a bosco giovane, nonché specie che preferiscono uno stadio intermedio della successione. A aracnidi, C carabidi.

tendenza negativa	tendenza intermedia	tendenza positiva
A <i>Alopecosa trabalis</i>	A <i>Xysticus erraticus</i>	A <i>Lepthyphantes aridus</i>
A <i>Eperigone trilobata</i>	A <i>Xysticus bifasciatus</i>	A <i>Trochosa hispanica</i>
A <i>Meioneta mollis</i>	A <i>Zelotes latreillei</i>	A <i>Walckenaeria acuminata</i>
A <i>Pardosa palustris</i>		A <i>Aulonia albimana</i>
A <i>Xysticus kochi</i>		A <i>Centromerus sylvaticus</i>
		A <i>Lepthyphantes mengei</i>
		A <i>Tapinocyba maureri</i>
		A <i>Trochosa terricola</i>
		C <i>Carabus glabratus</i>
		C <i>Abax baenningeri</i>
		C <i>Abax continuus</i>

I gruppi di invertebrati studiati evidenziano, malgrado l'esiguo numero di superfici osservate, un quadro abbastanza omogeneo delle loro reazioni rispetto ai cambiamenti della vegetazione, causati dal processo di successione secondaria. La cessazione dello sfalcio, quindi dei cambiamenti repentini delle condizioni ambientali nei prati, provoca in poco tempo la variazione della comunità delle specie. I gruppi di invertebrati studiati sono prevalentemente erbivori o carnivori non specializzati, reagiscono perciò probabilmente soprattutto alle mutate condizioni microclimatiche e strutturali dell'ambiente, che intervengono durante la successione. Le variazioni nel popolamento degli invertebrati sono stati simili in tutte le località considerate dallo studio (cap. I/2.1), nonché più o meno indipendenti dalla composizione della vegetazione, che li determina. Le specie vegetali hanno invece una reazione visibile più ritardata, rispetto ai mutamenti dell'ambiente; il ritardo varia inoltre a seconda della situazione iniziale (cap. I/4.1 e I/5). Al contrario gli invertebrati studiati reagiscono velocemente, permettendo quindi valutazioni più rapide (valutazione degli ambienti).

7 RIPRISTINO DI UN PRATO MAGRO RICCO DI SPECIE DA UNA SUPERFICIE ABBANDONATA

A. Stampfli

*In un esperimento pianificato a lungo termine, le graminacee dominanti dei prati abbandonati, con età di abbandono diverse, hanno fatto registrare una persistenza differente allo sfalcio tradizionale, durante i primi anni di ripresa della gestione. In un esperimento la *Molinia arundinacea* è stata notevolmente sfavorita dallo sfalcio, ciò che ha permesso un aumento della *Danthonia alpina*. In un altro esperimento il *Brachypodium pinnatum* è restato dominante anche dopo sei anni dalla ripresa dello sfalcio. La composizione floristica originaria dei prati un tempo ricchi di specie, ma ora abbandonati da parecchi anni, non può essere ricostituita semplicemente con la ripresa dello sfalcio tradizionale.*

La maggior parte dei prati magri ticinesi è oggi abbandonata; durante il processo di successione secondaria, parecchie specie animali e vegetali sono minacciate di scomparire, poiché vengono soffocate da specie dominanti (cap. I/5). Ci si può allora chiedere, nell'ambito della protezione dei biotopi e delle specie, se è possibile evitare il diffondersi delle specie tipiche dei prati abbandonati, stabilizzando questi stadi della successione, o se è realizzabile un ripristino di superfici già abbandonate (KRÜSI 1992). Abbiamo cercato di rispondere a queste domande intraprendendo due esperimenti a lungo termine; non crediamo tuttavia che tutti i prati abbandonati debbano essere riconvertiti in prati magri.

Con i due esperimenti su superfici abbandonate da almeno 20 anni a Paruscera sul Monte San Giorgio e Poma sul Monte Generoso (appendice A), si voleva studiare se la ripresa dello sfalcio tradizionale permette di ripristinare la vegetazione tipica di un prato magro, nonché il tempo necessario per questo processo di "inversione della successione secondaria"¹². Presentiamo qui i risultati della fase iniziale di questi esperimenti di lunga durata. I due prati abbandonati considerati hanno una superficie di parecchi ettari, con zone erbose, altre cespugliate e anche zone già coperte da bosco; si differenziano nettamente per il loro substrato geologico e per la loro vegetazione. La *Molinia arundinacea* dominava all'inizio dell'esperimento la superficie di Paruscera; in stazioni dove il suolo era poco profondo e più secco era presente anche la *Carex humilis*; a Poma invece dominava il *Brachypodium pinnatum*. Il primo tipo di vegetazione rappresenta per la Svizzera un caso unico (GUGGISBERG 1990, STAMPFLI *et al.* 1994), mentre il secondo è uno dei tipi più caratteristici dei prati abbandonati del Ticino (cap. I/2.1.4).

¹² Abbiamo anche potuto dimostrare che l'allontanamento dello strame dell'anno precedente dalle superfici abbandonate non fa diminuire la specie dominante del prato abbandonato, al contrario la densità dei suoi germogli aumenta (esperimento di Paruscera; STAMPFLI 1992a, STAMPFLI *et al.* 1994).

7.1 PRATI ABBANDONATI DOMINATI DA *MOLINIA ARUNDINACEA* (MONTE SAN GIORGIO)

Lo sfalcio, effettuato all'inizio di agosto, ha causato una forte diminuzione del rendimento del prato abbandonato del Monte San Giorgio (fig. 29). Il rendimento nelle parcelle con suolo relativamente profondo, dominate inizialmente dalla *Molinia*, è diminuito dopo uno sfalcio e in un anno da 300 g/m² a 200 g/m², restando poi sempre sotto questo valore. Nelle parcelle con suolo poco profondo, povere di *Molinia*, è diminuito nei primi due anni da 170 g/m² a meno di 100 g/m². La percentuale di *Molinia* rispetto al rendimento complessivo, durante i primi cinque anni dalla ripresa dello sfalcio, è diminuita gradatamente dal 64% al 30% rispettivamente dal 13% al 2%. La percentuale di erbe^G è invece restata costante, 15% circa, nelle parcelle con suolo più profondo; diminuendo invece dopo quattro anni nelle parcelle con suolo poco profondo da più del 20% al 10%. La percentuale delle altre graminacee rispetto alla vegetazione complessiva è stata perciò stimolata dallo sfalcio, nei due tipi di suolo. Le altre graminacee sono aumentate in valori assoluti di un terzo su suolo non estremamente secco, compensando così in parte la diminuzione della *Molinia*, mentre nei suoli molto aridi sono diminuite di un quarto.

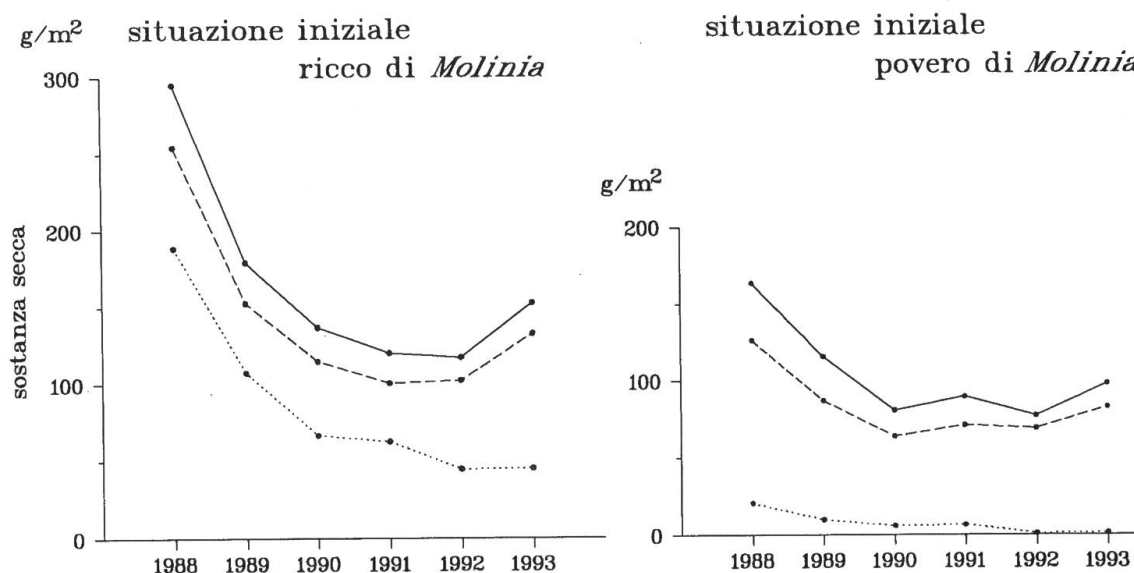


Fig. 29. Rendimento prima (1988) e dopo la ripresa dello sfalcio (1989 - 1993) nelle due superfici sperimentali di Paruscera (Monte San Giorgio). Rendimento complessivo (linea continua), percentuale di tutte le graminacee (linea tratteggiata), percentuale di *Molinia* (linea punteggiata); valore medio di $n = 32$ (inizialmente ricco di *Molinia*) rispettivamente $n = 16$ (inizialmente povero di *Molinia*) parcelle sperimentali di 0.09 m².

Lo sfalcio ha provocato nel primo anno l'aumento dei germogli riproduttivi^G di molte specie di graminacee ed erbe^G (STAMPFLI 1992a). Le osservazioni dettagliate di singoli ciuffi di *Molinia* hanno fatto rilevare un aumento transitorio dei germogli vegetativi e riproduttivi, dopo il primo anno di ripresa dello sfalcio e rispetto ai ciuffi non falciati di controllo. I germogli riproduttivi hanno evidenziato anche un leggero aumento della loro altezza; mentre la lunghezza di quelli vegetativi è risultata essersi dimezzata, rispetto al controllo; il peso medio di un germoglio di *Molinia* si è inoltre ridotto perfino del 50% - 60% (STAMPFLI *et al.* 1992, STAMPFLI *et al.* 1994).

Le osservazioni annuali di singole popolazioni hanno fatto rilevare delle tendenze nette, malgrado la densità dei germogli e il rendimento possano essere influenzati dalle fluttuazioni annuali determinate dal clima (STAMPFLI 1992a). Così viene ad esempio tendenzialmente favorita dallo sfalcio la *Danthonia alpina*, mentre la *Molinia arundinacea* è nettamente sfavorita (fig. 30). Un altro buon esempio è la *Serratula tinctoria*, che dopo la ripresa dello sfalcio produce annualmente almeno il doppio di germogli riproduttivi, rispetto a prima dello sfalcio. Al contrario il comportamento della *Succisa pratensis* fa supporre l'esistenza di specie che, malgrado un aumento iniziale, scompaiono dai prati falciati, in quanto durante gli anni più secchi non sopportano la siccità.

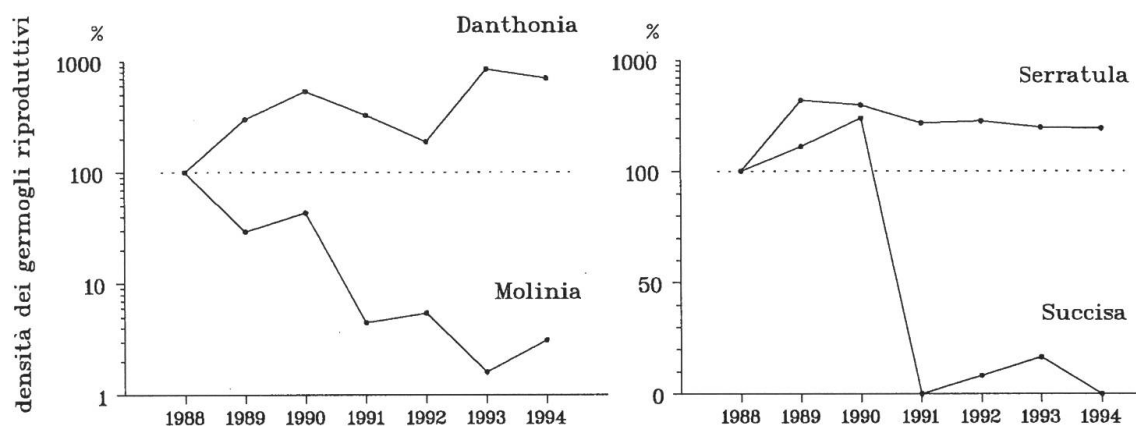


Fig. 30. Densità dei germogli riproduttivi di alcune specie prima e dopo la ripresa dello sfalcio (1988) nelle parcelle sperimentali ricche di *Molinia arundinacea* di Paruscera (Monte San Giorgio). *Molinia arundinacea* (100% equivale a 55.9 germogli/m²), *Danthonia alpina* (100% equivale a 39.4 germogli/m²), *Serratula tinctoria* (100% equivale a 0.34 germogli/m²), *Succisa pratensis* (100% equivale a 0.24 germogli/m²); scala logaritmica o parzialmente logaritmica.

7.2 PRATI ABBANDONATI DOMINATI DA *BRACHYPODIUM PINNATUM* (MONTE GENEROSO)

Lo sfalcio, effettuato prima della metà di luglio, del prato abbandonato da 20 anni di Poma ha pure determinato, nel primo anno, una diminuzione del rendimento da circa 300 g/m² a 200 g/m² (fig. 31). A lungo termine però è stato rilevato un successivo aumento, come rilevato nell'esperimento di Negrentino (fig. 12); la diminuzione iniziale a Poma è stata probabilmente causata dal clima secco. Il rendimento complessivo del primo anno ha fatto registrare una piccola differenza tra le parcelle falciate una volta (luglio) e quelle falciate due volte (luglio, ottobre). La percentuale di graminacee, principalmente il *Brachypodium pinnatum*, rispetto al rendimento complessivo è restata costante nel caso dello sfalcio unico estivo, più del 70%, mentre nel caso dei due sfalci è leggermente diminuita, da 75% a 70%. Il rendimento delle erbe^G è leggermente aumentato nelle parcelle falciate due volte.

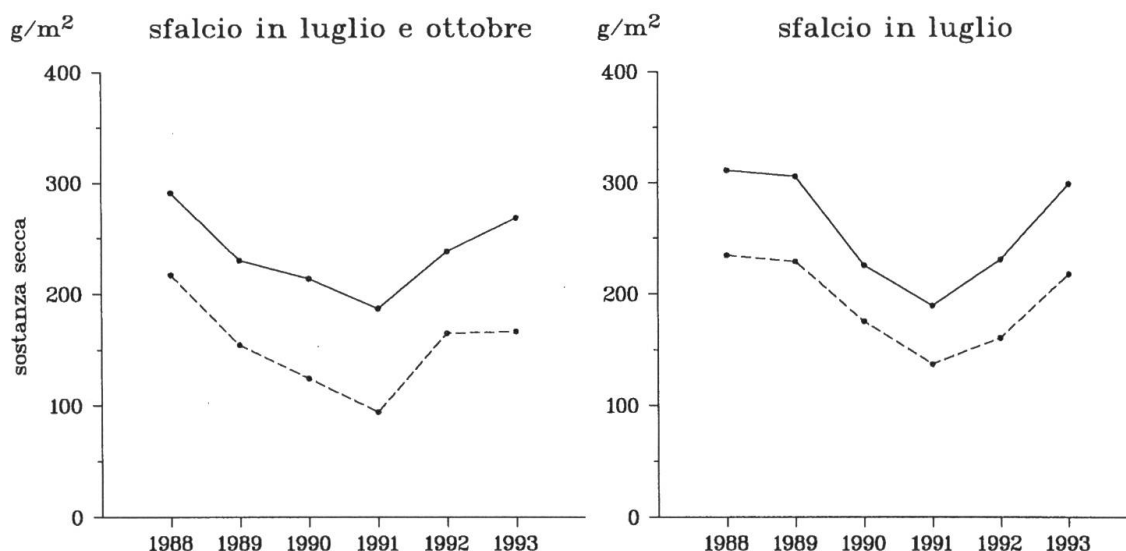


Fig. 31. Rendimento del fieno di luglio prima (1988) e dopo la ripresa dello sfalcio (1989 - 1993) delle parcelle di Poma (Monte Generoso). Rendimento complessivo (linea continua), percentuale delle graminacee (linea tratteggiata); valori medi di $n = 10$ (per i due casi) parcelle sperimentali di 0.09 m^2 .

I rilevamenti effettuati alla fine del secondo periodo vegetativo con il metodo puntuale^G hanno però dimostrato che il *Brachypodium pinnatum* ha raggiunto annualmente, sia nel caso di sfalcio unico, sia di quello doppio, circa l'80% della copertura vegetale complessiva. Queste misurazioni molto precise, effettuate dopo la ripresa della gestione e durante un periodo di sei anni (1988 - 1993), hanno perfino evidenziato un leggero aumento di questa specie. La seconda specie più frequente, la *Potentilla erecta*, ha invece avuto una diminuzione della sua percentuale di copertura, rispetto a quella complessiva della vegetazione, dal 16% al 6%; le altre specie insieme hanno avuto un leggero aumento dal 9% al 15%. Le piccole aree libere da vegetazione sono state variabili di anno in anno, rispecchiando la siccità estiva dell'anno. In queste zone si è osservata la propagazione di stoloni del *Brachypodium*, raramente i germogli di altre piante.

La densità dei germogli riproduttivi di *Brachypodium* è tendenzialmente aumentata dopo lo sfalcio. Nel quinto anno dopo la ripresa dello sfalcio sono stati ad esempio contati 42 steli per metro quadrato, mentre nelle parcelle non falciate di controllo 18; la differenza non è però significativa. La densità dei germogli con fiori e semi dell'*Asphodelus albus*, specie rara in Svizzera, è diminuita fortemente subito dopo la ripresa dello sfalcio.

7.3 POSSIBILITÀ DI PERSISTENZA DELLE GRAMINACEE DOMINANTI

Il *Brachypodium pinnatum* e la *Molinia arundinacea* vengono generalmente ritenute specie sensibili allo sfalcio (BRIEMLE & ELLENBERG 1994). Lo sfalcio estivo si è rivelato, come dimostrato da parecchie ricerche in Inghilterra, Germania e nel nord della Svizzera, la misura adatta per far regredire il *Brachypodium pinnatum* (GREEN 1980, KRÜSI 1981, 1992, DIERSCHKE 1985, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, BOBBINK & WILLEMS 1991). BOBBINK & WILLEMS (1991) hanno ad esempio registrato una regressione delle percentuali di biomassa dall'80% al 35% in cinque anni, un ordine di grandezza simile a quello registrato per la *Molinia arundinacea* nei nostri esperimenti del Monte San Giorgio. Perché allora il *Brachypodium pinnatum* evidenzia una persistenza tanto grande a Poma (Monte Generoso)?

La composizione floristica della superficie di Poma è cambiata notevolmente, durante i 20 anni di abbandono; molte specie potenzialmente concorrenti del *Brachypodium pinnatum* sono scomparse. Le graminacee a forte crescita, a parte una piccola popolazione di *Festuca rubra* e di *Dactylis glomerata*, sono completamente assenti; solo poche specie dei prati originari sono sopravvissute come semi o germogli. Molte di queste ultime sono probabilmente quelle che ancora oggi crescono nei prati gestiti di Pree, distante appena 100 m. Queste specie non hanno potuto però ricolonizzare, dopo la ripresa dello sfalcio, il prato abbandonato e piuttosto isolato di Poma, a causa delle poche possibilità di germinare che hanno dopo circa cinque anni di permanenza nel terreno, non hanno neanche la possibilità di diffondersi lontano (POSCHOLD *et al.* 1995). La dominanza persistente del *Brachypodium pinnatum* potrebbe inoltre essere favorita da una percentuale più alta di azoto, rispetto a quella di fosforo. Alcune ricerche svolte in Olanda, su suoli neutrali redzina, hanno infatti dimostrato che in caso di scarsità di fosforo il *Brachypodium pinnatum* domina sulle altre specie (BOBBINK *et al.* 1988, BOBBINK 1991). In un campione di terreno di Poma è stato misurato un contenuto relativamente basso di fosforo inorganico (68 mg/kg, PESTALOZZI 1991). L'azoto al contrario viene continuamente depositato dall'atmosfera, causando così un ulteriore aumento della percentuale di azoto nel terreno, rispetto a quella del fosforo.

Per quanto riguarda le possibili misure di stabilizzazione dei prati abbandonati, le esperienze acquisite ci permettono di concludere quanto segue:

- la ripresa dello sfalcio dei prati abbandonati da lungo tempo non permette facilmente il ripristino della vegetazione originaria dei prati, malgrado spesso nel primo anno si registri un aumento dei germogli riproduttivi di specie tipiche dei prati sfalcio (STAMPFLI 1992a, NYFFELER 1995);
- le specie scomparse dai prati abbandonati hanno poca probabilità di ricolonizzare le stesse superfici, anche dopo molti anni di ripresa della gestione;
- l'aumento della diversità floristica non è garantito, malgrado lo sfalcio regolare dei prati abbandonati, su suoli non troppo secchi, permetta di far regredire le specie dominanti. Esiste inoltre il rischio che le specie non dominanti ancora presenti nei prati abbandonati spariscono del tutto;
- l'apporto di azoto atmosferico rende difficile, in alcune località, il ripristino di prati magri ricchi di specie.

Sono necessari probabilmente molti anni o decenni per poter evidenziare se determinate misure hanno fatto regredire la frequenza delle specie dominante dei prati abbandonati, oppure se questa può venire stabilizzata ad un altro livello.

8 DISTRIBUZIONE DEGLI INVERTEBRATI E UTILIZZAZIONE DELL'AMBIENTE

M. Lörtscher

La scelta dell'habitat, in un mosaico di ambienti molto strutturati, avviene a livelli molto dettagliati. Questo spiega ad esempio il fatto che gli aracnidi tipici di un certo habitat non penetrano nei diversi ambienti confinanti. D'altro canto, è stato possibile dimostrare che lo sfalcio obbliga alcune specie di ortotteri e di lepidotteri diurni ad effettuare spostamenti negli ambienti adiacenti, non gestiti. Queste superfici non gestite giocano un ruolo determinante per molti lepidotteri, quale fonte alimentare (nettare).

8.1 INTRODUZIONE

I capitoli precedenti hanno descritto le associazioni di invertebrati e le specie degli ambienti studiati, soprattutto in relazione ai cambiamenti della struttura dell'ambiente e agli effetti causati dalla successione secondaria (cap. I/2.2). Sono state inoltre studiate le reazioni del complesso di specie dei gruppi faunistici considerati, nonché le loro reazioni all'abbandono della gestione agricola dei prati (cap. I/6). Queste analisi sono state effettuate confrontando ricerche svolte in diverse località. Per meglio comprendere le cause che stanno alla base dei fenomeni osservati, abbiamo svolto anche alcune ricerche più dettagliate in poche località.

Lo scopo era quello di studiare la distribuzione nello spazio degli invertebrati in ambienti con struttura differenziata, nonché di scoprire i fattori che la determinano. Per quanto riguarda la microdistribuzione ci si è chiesti se la fauna tipica di un determinato ambiente si diffonde all'interno di altri ambienti adiacenti. Si sottintende così implicitamente che si tratta di un fenomeno negativo per le specie che subiscono l'intrusione, poiché saranno sottoposte a concorrenza^G diretta o diffusa. Un altro tema riguarda l'opinione corrente che una struttura ambientale differenziata sia sinonimo di ricchezza di specie (KREBS 1994). Poco si sa però di come gli animali si suddividono un ambiente diversificato e quali sono i fattori principali che regolano tali meccanismi. Le ricerche che toccano questi temi sono necessarie per capire come e perché determinati ambienti, o parti di essi, sono così ricchi di specie e quindi importanti. In questo capitolo presentiamo perciò i risultati di due ricerche sulla microdistribuzione dei lepidotteri diurni e degli aracnidi (HÄNGGI 1993c, LÖRTSCHER *et al.* 1995), nonché quelli delle ricerche sulla distribuzione di lepidotteri diurni e di ortotteri a livello del paesaggio (LÖRTSCHER 1994, ANTOGNOLI in prep.).

8.2 MICRODISTRIBUZIONE

Alcune graminacee, come già spiegato nel capitolo I/2.1, diventano dominanti durante il processo di successione secondaria. Tuttavia, a seconda delle caratteristiche del suolo, può anche svilupparsi un mosaico di strutture differenti, dove dominano graminacee diverse (GUGGISBERG 1990). L'abbandono non è la sola causa dell'evolversi di un mosaico; il pascolo

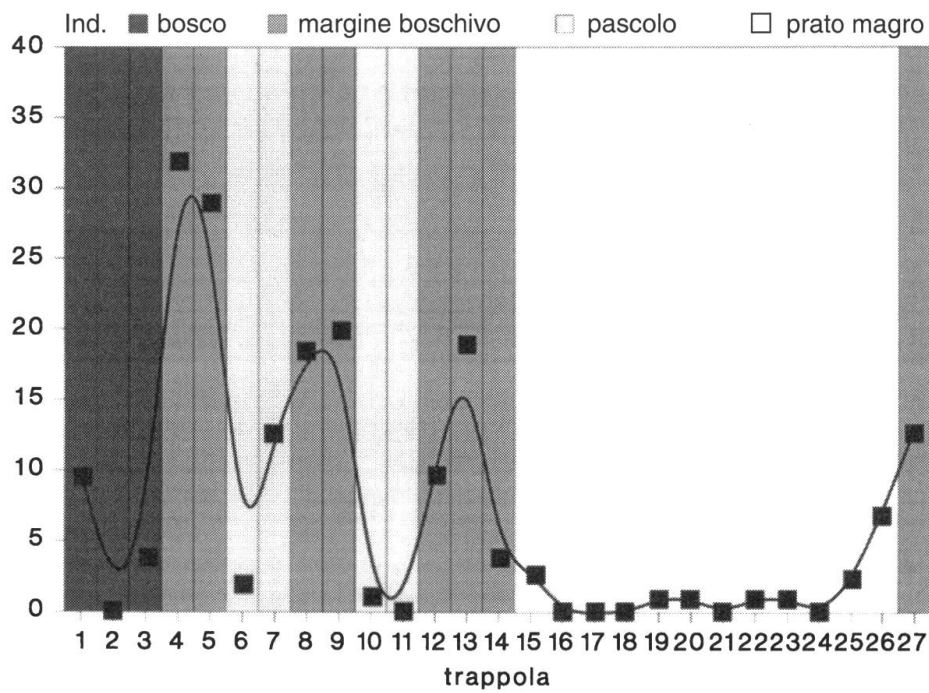
estensivo può infatti a sua volta favorire una strutturazione dell'ambiente. La microdistribuzione degli animali in un ambiente eterogeneo può essere molto precisa e dettagliata; vogliamo dimostrarlo sulla base dei dati di aracnidi e lepidotteri diurni, studiando anche, per il secondo gruppo, i fattori che la determinano.

La distribuzione nello spazio degli **aracnidi** è stata analizzata grazie alla cattura con trappole Barber lungo un transetto che, attraversando un prato magro, passava in seguito in un pascolo estensivo con un mosaico di vegetazione corta e rada fino a fitta e alta, per finire poi in un bosco (HÄNGGI 1993c). Le singole specie hanno mostrato preferenze evidenti per un determinato tipo di struttura (fig. 32); il *Lepthyphantes menzei* ad esempio preferisce i ciuffi di *Brachypodium pinnatum*; il *Thanatus vulgaris*, specie tipica dei prati magri, è stata al contrario rilevata unicamente nella vegetazione bassa del pascolo. Questa separazione tra le due specie è ancora più sorprendente se si considera che le zone con ciuffi di *Brachypodium* e di vegetazione bassa hanno un diametro variabile da uno a sette metri.

I **lepidotteri diurni** adulti sono stati rilevati in un mosaico di vegetazione bassa, alta e dominata da cespugli di una superficie abbandonata da 35 anni del Monte San Giorgio (LÖRTSCHER *et al.* 1995). Le preferenze sono state visibili, anche se a causa della grande mobilità dei lepidotteri, non sono state così pronunciate come nel caso degli aracnidi. La *Melanargia galathea*, ad esempio ha preferito le zone di transizione tra cespugli e vegetazione bassa, i maschi della *Lysandra coridon* invece la vegetazione bassa e la *Coenonympha arcania* il margine dei cespugli (fig. 33). I fattori più importanti che sviluppano queste preferenze sono stati per la *Melanargia galathea* e per la *Lysandra coridon* la distribuzione delle piante da loro preferite per l'alimentazione (nettare); mentre per la *Coenonympha arcania* le caratteristiche strutturali della vegetazione, che giocano un ruolo nella ricerca del partner o nella termoregolazione (LÖRTSCHER *et al.* 1995). Il tema diventa più complesso se si tiene conto anche delle necessità delle larve. Un confronto con la distribuzione delle piante potenzialmente adatte all'alimentazione dei bruchi indica per la *Lysandra coridon* una larga sovrapposizione dello spazio vitale di larve e adulti; la pianta che alimenta il bruco di questa specie, l'*Hippocrepis comosa*, è presente infatti prevalentemente nella vegetazione bassa e più ricca di fiori (GUGGISBERG 1990). La pianta preferita invece dal bruco della *Melanargia galathea* si trova nella vegetazione alta, lo spazio vitale di larve e adulti è dunque in questo caso disgiunto (fig. 33).

Questi esempi permettono di capire le conseguenze di eventuali misure di gestione e cura di questi ambienti strutturati. Un unico intervento puntuale nel tempo e su larga scala, ad esempio lo sfalcio di una grande superficie, sfavorisce sicuramente parecchie specie. Le necessità della maggior parte delle specie animali possono venire rispettate solo con una gestione differenziata sia nel tempo, che nello spazio.

Lepthyphantes mingei



Thanatus vulgaris

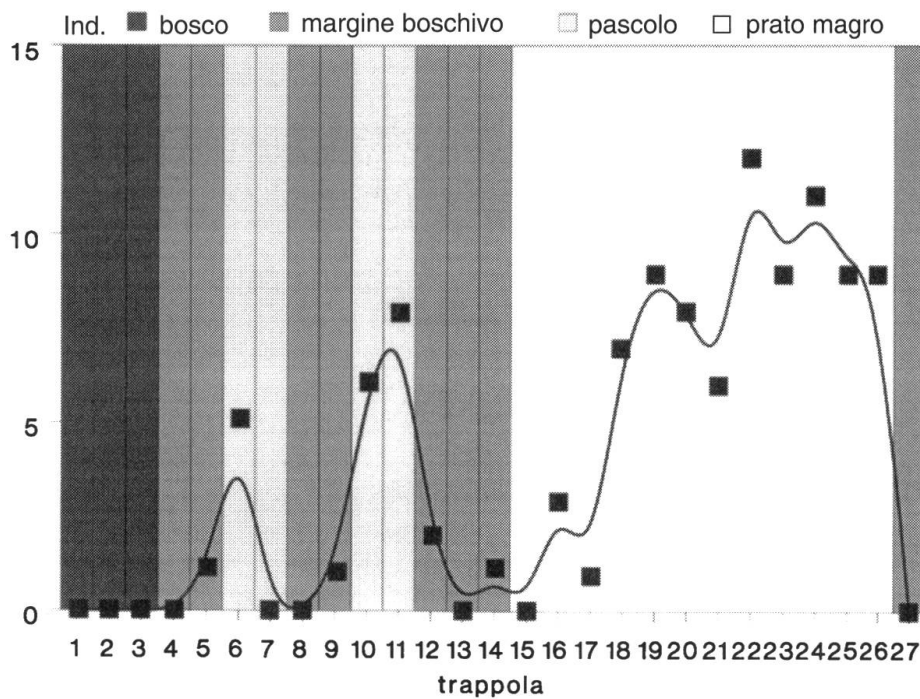


Fig. 32. Distribuzione del numero di individui per trappola di due aracnidi, lungo un transetto da un bosco (nero), attraverso un pascolo estensivo (grigio scuro ciuffi di *Brachypodium*, grigio chiaro vegetazione bassa) fino ad un prato magro (bianco). Distanza tra le trappole da 1 a 7 metri.

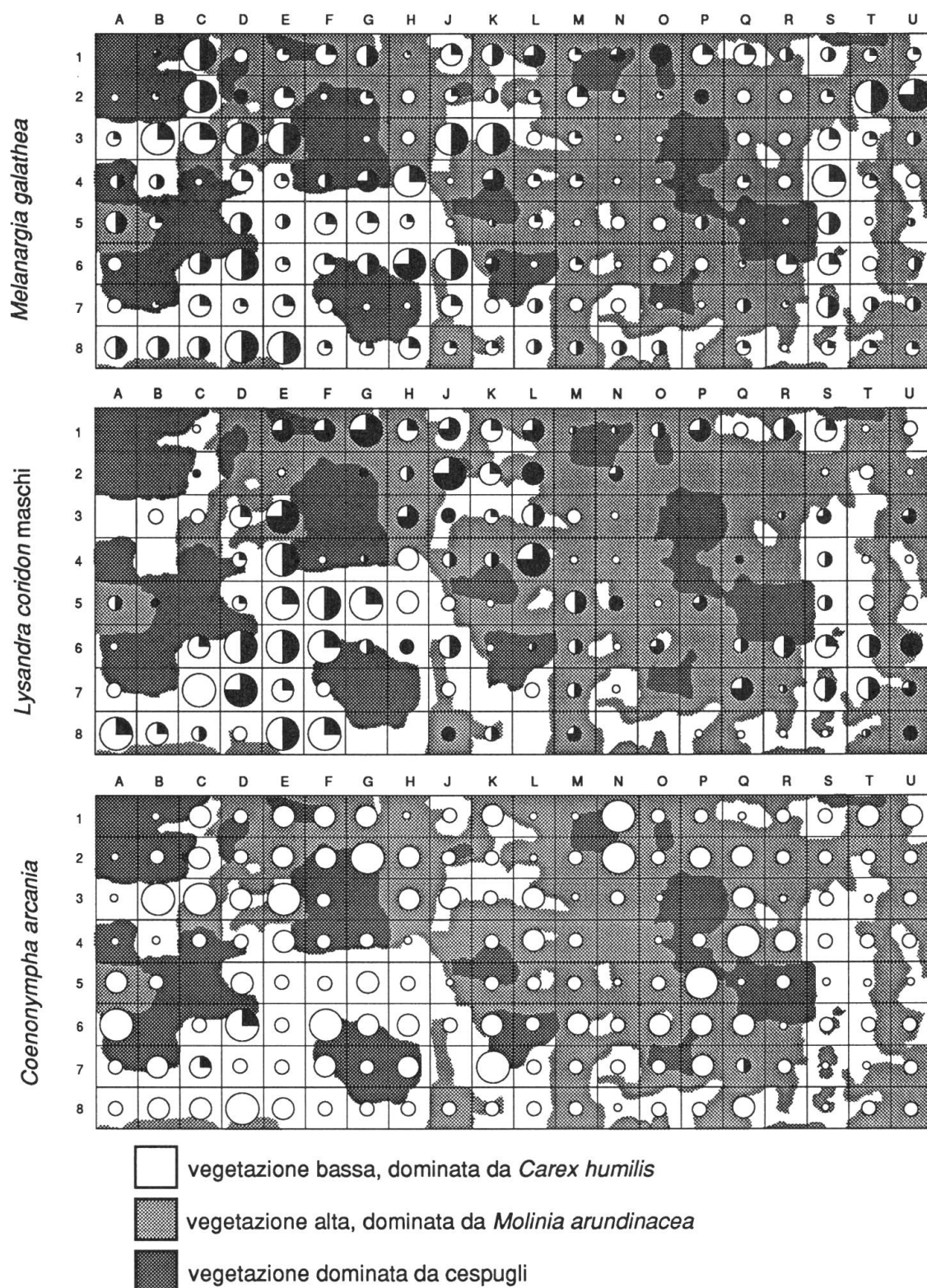


Fig. 33. Microdistribuzione di tre lepidotteri diurni in un mosaico con tre tipi di vegetazione di una superficie abbandonata da 35 anni del Monte San Giorgio. Il diametro dei cerchi corrisponde alla frequenza delle osservazioni nei rispettivi quadrati; la parte nera dei cerchi equivale alla percentuale di osservazioni sui fiori. Da: LÖRTSCHER *et al.* 1995.

8.3 EFFETTO MARGINE

Un altro tema interessante, legato alla microdistribuzione, è quello relativo all'influsso delle specie tipiche di un ambiente in superfici adiacenti. L'effetto margine^G e la grandezza minima degli ambienti sono in stretta relazione con le problematiche della conservazione della fauna stazionale caratteristica. L'effetto margine è stato studiato grazie a due transetti di trappole per gli aracnidi; il primo da un bosco ad un prato magro, il secondo da un prato abbandonato ad uno magro (HÄNGGI 1993c). Gli esempi della *Pardosa lugubris* e del *Cybaeus intermedius* hanno mostrato come le specie tipiche dei boschi siano reperibili solo a poca distanza, lungo il transetto, dal margine boschivo (fig. 34). L'effetto margine sembra perciò minimo, almeno per quanto riguarda il passaggio bosco - prato. I nostri dati hanno però dimostrato che pure nel caso del passaggio più graduale tra prato gestito e prato abbandonato (dunque non solo in quello di passaggio brusco bosco - prato) le specie mostrano una pronunciata differenza nella loro distribuzione; la figura 35 presenta ad esempio la distribuzione dell'*Alopecosa trabalis* e del *Coelotes mediocris*. La breve distanza all'interno della quale è possibile trovare specie dei prati magri in ambienti confinanti è stata confermata da altre ricerche svolte nel Giura, sia per aracnidi, che per carabidi e diplopodi (A. Hänggi com. pers.).

L'influsso di specie tipiche degli ambienti vicini, su specie caratteristiche dei prati magri degli invertebrati studiati, può così venire considerato minimo. I dati non permettono purtroppo di valutare la superficie minima di un prato, per far sì che vi sia presente una comunità caratteristica di specie, che permetta cioè lo sviluppo di popolazioni^G abbastanza grandi e stabili di tutte le specie. La risposta a questo quesito richiederebbe ulteriori ricerche.

8.4 DISTRIBUZIONE NEL PAESAGGIO RURALE

Un'azienda agricola gestita in modo tradizionale occupa, oltre a superfici più o meno intensive come prati magri e prati pingui, anche superfici non gestite come zone ruderali, strisce ai margini dei campi o prati abbandonati. È generalmente riconosciuto che un simile mosaico di ambienti diversi ospita un grande numero di specie animali. Ci si può aspettare che le diverse specie si suddividano gli ambienti di questo mosaico. Due specie con uguali o quasi identiche necessità ecologiche non possono infatti coesistere nello stesso ambiente (competitive exclusion hypothesis). Questo tema è stato affrontato grazie ad una ricerca sull'utilizzazione dello spazio da parte dei lepidotteri diurni nell'azienda tradizionale di Pree / Poma, sul Monte Generoso (LÖRTSCHER 1994).

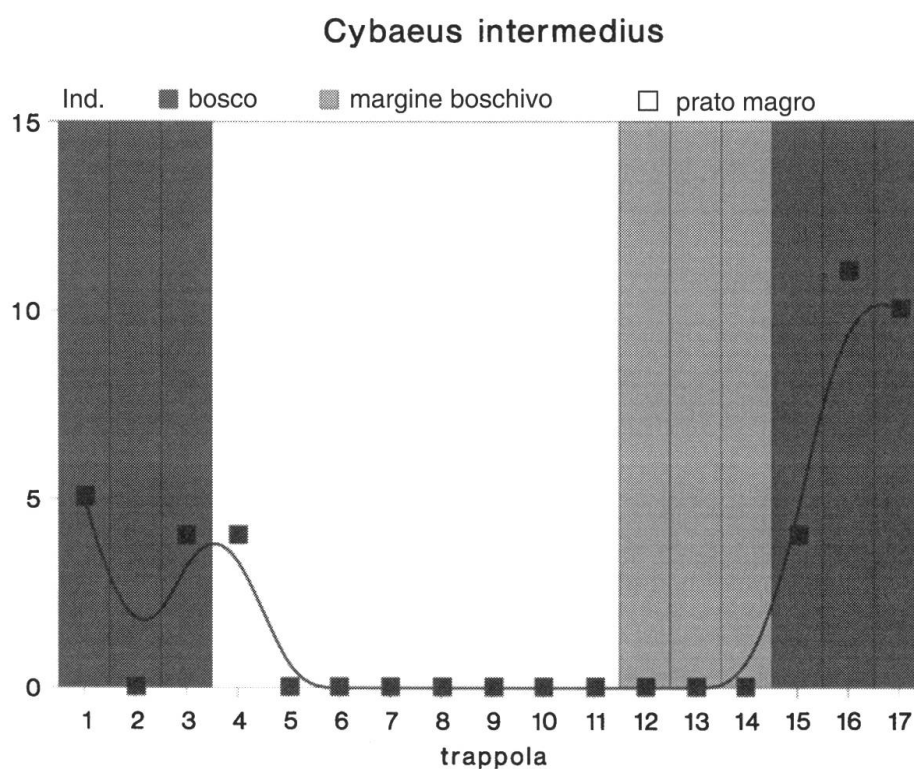
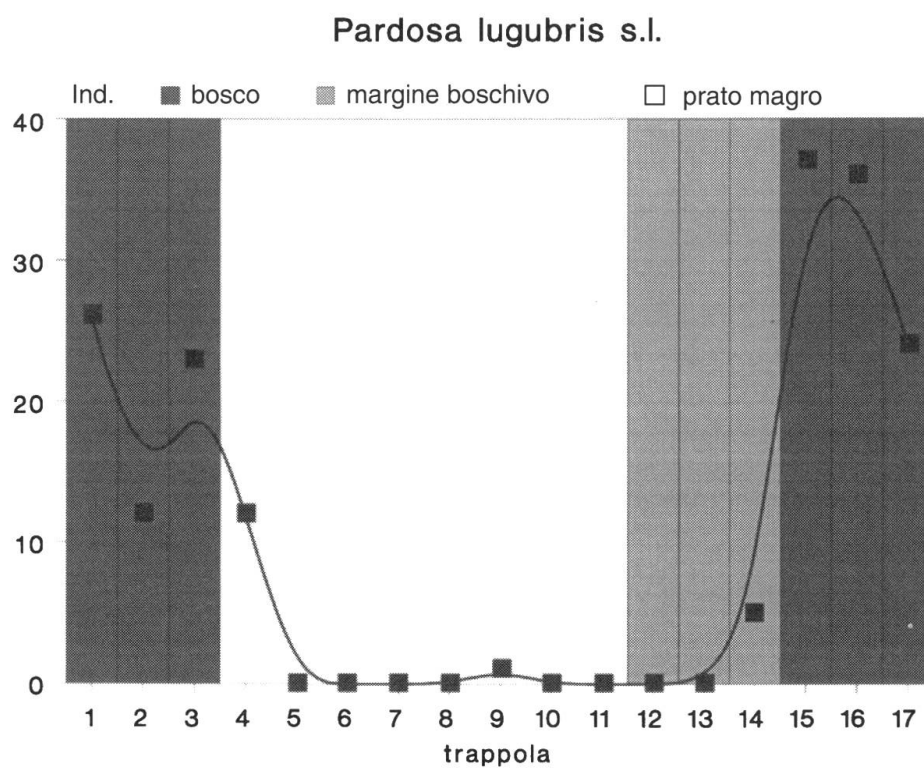


Fig. 34. Distribuzione del numero di individui di due aracnidi per trappola, lungo un transetto bosco - prato magro - margine boschivo - bosco. Distanza tra le trappole da 1 a 7 metri.

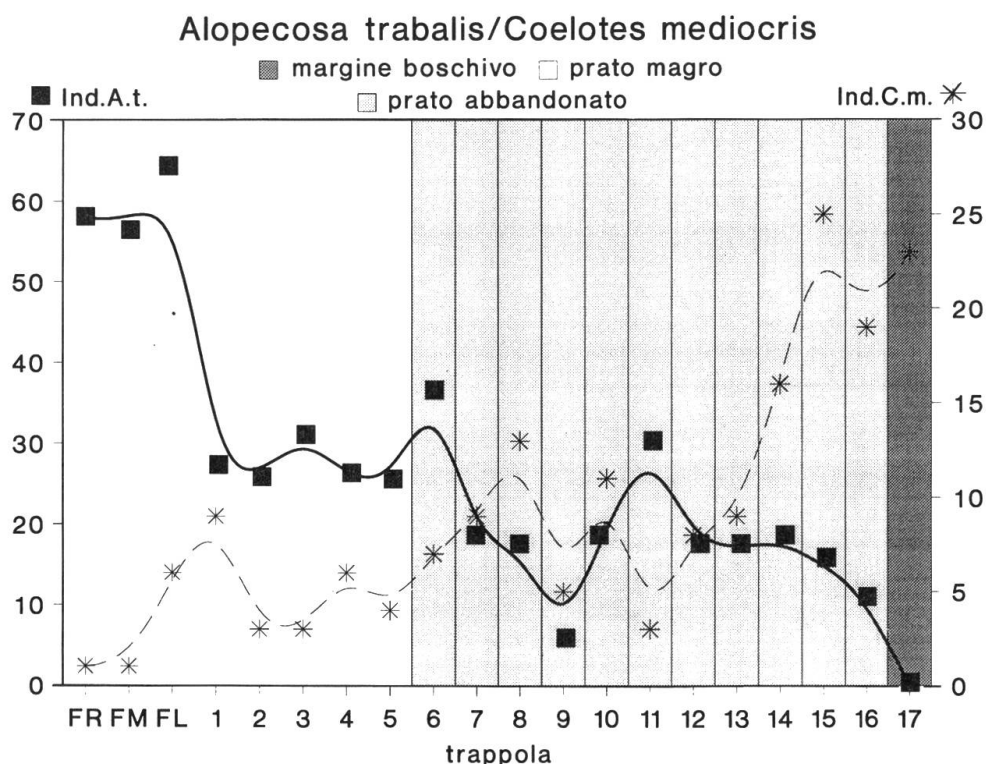


Fig. 35. Distribuzione del numero di individui di due aracnidi per trappola, lungo un transetto prato magro - prato abbandonato - margine boschivo. Scala sinistra per l'*Alopecosa trabalis* (A. t.), scala destra per il *Coelotes mediocris* (C. m.). FR, FM e FL sono le denominazioni delle trappole per il rilevamento della fauna stazionale caratteristica del capitolo I/2.2. Distanza tra le trappole da 1 a 7 metri.

La suddivisione degli ambienti viene spesso studiata grazie all'analisi della nicchia ecologica^G degli organismi considerati. Le molteplici possibili nicchie degli adulti dei lepidotteri diurni possono venire ridotte a tre dimensioni: il tempo (fenologia^G), lo spazio (distribuzione spaziale) e il nutrimento (pianta preferita per il nettare) (PIANKA 1988, GILBERT & SINGER 1975). La maggior parte dei valori di sovrapposizione delle nicchie¹³, ottenuti dal nostro studio, sono stati inferiori a 0.5 per le dimensioni tempo e nutrimento (fig. 36); indicano cioè una sovrapposizione ridotta. I lepidotteri diurni hanno perciò evidenziato una suddivisione marcata dell'ambiente, principalmente lungo le dimensioni tempo e nutrimento della nicchia ecologica. La dimensione spazio ha invece fatto registrare valori prevalentemente superiori a 0.5 (fig. 36). La distribuzione spaziale è stata tuttavia analizzata in modo meno dettagliato, tramite le abbondanze rilevate in quattro superfici. Un'analisi più precisa della microdistribuzione nelle quattro superfici studiate indicherebbe probabilmente una suddivisione più dettagliata anche lungo la dimensione spazio delle nicchie ecologiche.

La combinazione di tutte e tre le dimensioni evidenzia una suddivisione molto pronunciata dell'ambiente (fig. 36), malgrado che considerandole separatamente essa non sia stata completa. Ciò può venire interpretato come una suddivisione delle nicchie determinata dalla concorrenza (KREBS 1994), che si può esprimere unicamente attraverso processi a lungo termine e in comunità stabili (PORTER *et al.* 1992). Il nostro progetto ha tuttavia dimostrato che, ad esempio, le fluttuazioni climatiche possono avere un influsso notevole sulla dinamica delle

¹³ La sovrapposizione delle nicchie è stata calcolata grazie all'indice di sovrapposizione delle nicchie di PIANKA (1973); un valore pari a 1 significa sovrapposizione completa, un valore pari a 0 nessuna sovrapposizione; per il calcolo della sovrapposizione di diverse dimensioni delle nicchie è stato utilizzato il metodo di PIANKA (1975).

popolazioni di specie vegetali dei prati magri (cap. I/3). Le fluttuazioni osservate sono però un fenomeno a corto termine, che probabilmente a lungo termine viene equilibrato. A sostegno di questo ricordiamo che i prati magri del Ticino hanno una lunga storia e che la loro gestione è rimasta immutata per parecchi secoli.

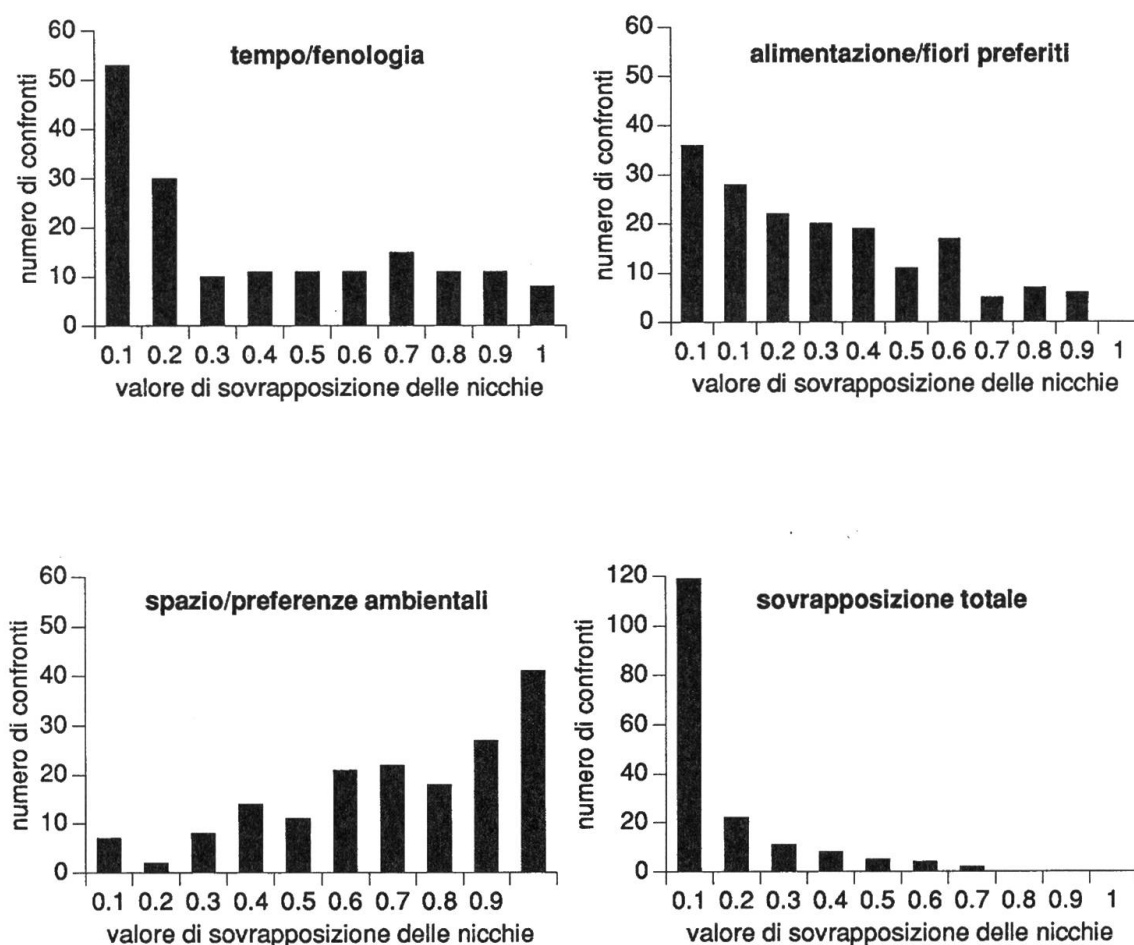


Fig. 36. Distribuzione delle frequenze dei valori di sovrapposizione delle nicchie di tutti i confronti a coppie tra i 19 lepidotteri diurni più comuni, per le dimensioni tempo (fenologia), nutrimento (fiori preferiti) e spazio (ambienti preferiti), calcolata grazie all'indice di sovrapposizione delle nicchie di PIANKA (1973), nonché della sovrapposizione complessiva (PIANKA 1975).

8.5 EFFETTI DELLO SFALCIO

La differente utilizzazione delle superfici aziendali, con gestione e struttura differenziate, da parte dei lepidotteri diurni non spiega però le relazioni funzionali esistenti tra i singoli ambienti. La reazione degli animali allo sfalcio è uno degli aspetti principali dell'utilizzazione dello spazio in un paesaggio marcato dalle attività agricole. Questo tema è stato affrontato analizzando i dati della distribuzione e dell'utilizzazione dell'ambiente da parte dei lepidotteri diurni (Pree: LÖRTSCHER 1994), nonché i dati della densità degli ortotteri (Melera, Palagnedra: C. Antognoli non pubbl.). I lepidotteri, grazie ai dati rilevati lungo i transetti, sono stati suddivisi in due gruppi: le specie che hanno raggiunto l'abbondanza massima prima e / o dopo lo sfalcio da una parte, quelle che invece l'hanno raggiunta durante il periodo dello sfalcio dall'altra. Parecchie specie di questo secondo gruppo hanno cambiato ambiente subito dopo lo sfalcio (LÖRTSCHER 1994); così ad esempio non si osservava più nessun individuo di *Melargia galathea* o di *Maniola jurtina* nei prati appena falciati, mentre nei prati abbandonati il

loro numero era restato costante (fig. 37). Interessante è stato anche il grande numero di individui di queste due specie osservato sui fiori delle superfici abbandonate. Questo comportamento è facilmente spiegabile considerando l'abbondanza delle potenziali piante nutritive (nettare) negli ambienti considerati (fig. 38): nelle superfici falciate, subito dopo l'intervento, essa è diminuita drasticamente, mentre è rimasta costante in quelle abbandonate. I maschi e le femmine della *Lysandra coridon* non sono praticamente diminuiti dopo lo sfalcio; si è però registrato un netto aumento delle femmine nei prati non falciati (abbandonati o pascoli); maschi e femmine mostrano quindi di svolgere attività diverse a seconda del tipo di superficie. La pianta preferita dai bruchi della *Lysandra coridon* è più comune nel prato magro e nel pascolo, dove quindi i maschi hanno più probabilità di trovare femmine adulte giovani, determinando così la loro distribuzione (fig. 37). D'altra parte le femmine necessitano di molto nutrimento per la produzione delle uova; lo trovano nelle superfici non falciate, che nel loro periodo di volo sono più ricche di fiori, rispetto ai prati già falciati. Le ricerche più mirate, condotte con il metodo di cattura - ricattura^G, hanno potuto dimostrare l'alta quota di scambio di questi tre lepidotteri diurni tra gli ambienti del mosaico (LÖRTSCHER 1994). Questi dati hanno anche rivelato una grande differenza nel periodo di volo di maschi e femmine della *Maniola jurtina*: i primi volano durante il periodo dello sfalcio, mentre le seconde sono più frequenti dopo (fig. 37). È stato perciò possibile capire perché le femmine sono più numerose, verso la fine della stagione, nei prati concimati. La vegetazione di questi prati più intensivi sul finire dell'estate è infatti già ricresciuta dopo il primo sfalcio, offrendo quindi alle femmine della *Maniola jurtina* un certo numero di fiori per nutrirsi e la possibilità di deporre le uova (fig. 38). Simili osservazioni sono state fatte anche nel caso degli ortotteri (C. Antognoli non pubbl.). La densità totale degli ortotteri, ad esempio a Palagnedra nel 1991, è diminuita infatti drasticamente dopo lo sfalcio del prato magro; allo stesso tempo è aumentata nel prato abbandonato adiacente. La stessa variazione è stata rilevata anche per quanto riguarda la densità di singole specie, come il *Chorthippus scalaris* e il *Chorthippus parallelus* (tab. 20). Queste reazioni non sono concordanti con quanto ritenuto da THORENS (1993), che considera il genere *Chorthippus* poco sensibile allo sfalcio, fatto per altro già dimostrato nel caso del *Chorthippus parallelus* (THOMAS 1980) e del *Chorthippus mollis* (THORENS 1993). È stato però anche sottolineato il fatto che la reazione dipende dalle condizioni climatiche al momento dello sfalcio; è possibile quindi che in caso di siccità avvenga uno spostamento in superfici con microclima più equilibrato (THORENS 1993). I cambiamenti di ambiente degli ortotteri, registrati a Palagnedra nel 1991, possono essere stati determinati dalle condizioni climatiche particolarmente secche di quell'anno (cap. I/3).

Gli esempi dei lepidotteri diurni e degli ortotteri presentati sopra, dimostrano che lo sfalcio può provocare un cambiamento di ambiente, a volte solo temporaneo, di parecchie specie. I prati abbandonati assumono quindi un ruolo importante, quale rifugio e fonte di risorse, per molte specie dei prati magri.

Tab. 20. Numero di ortotteri rilevati, nel 1991 a Palagnedra, in 6 conteggi (30 m² ciascuno) effettuati con un biocenometro^G (KÖHLER 1987). Abbondanza per due specie separate e numero totale di individui adulti contati; abbondanza del rilevamento effettuato subito dopo lo sfalcio in grassetto corsivo.

data	<i>Chorthippus scalaris</i>		<i>Chorthippus parallelus</i>		tutte le specie	
	prato magro	prato abb.	prato magro	prato abb.	prato magro	prato abb.
21.06.91	-	-	-	-	32	-
02.07.91	43	43	364	19	415	92
11.07.91	19	85	131	235	165	412
22.07.91	21	42	137	94	184	212
01.08.91	9	47	51	64	88	164
09.08.91	-	-	-	-	54	61

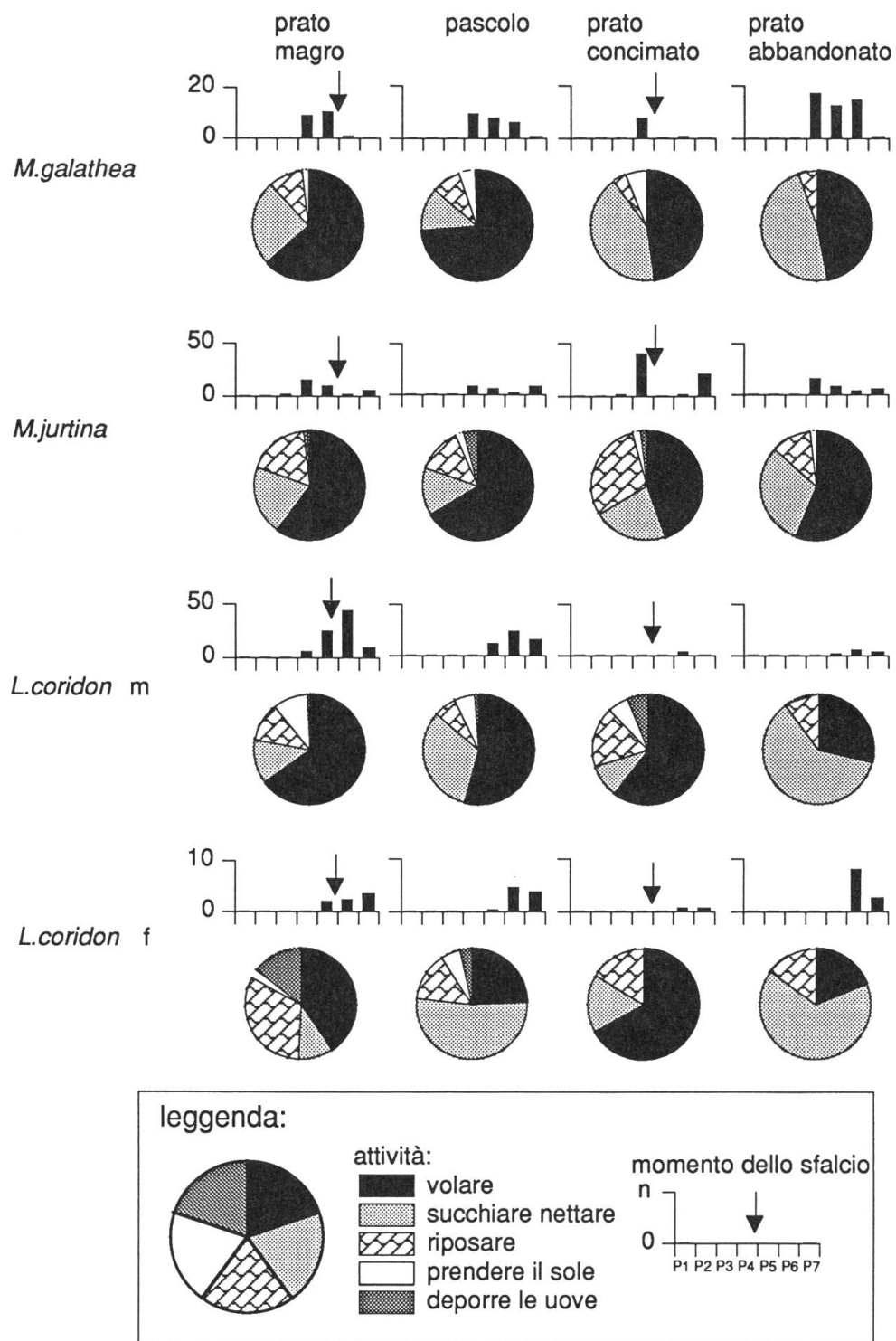


Fig. 37. Rappresentazione dell'abbondanza e delle attività dei tre lepidotteri diurni *Melanargia galathea*, *Maniola jurtina*, nonché maschi (m) e femmine (f) di *Lysandra coridon* nei quattro ambienti e in sette periodi di rilevamento (P1 = maggio fino a P7 = settembre); *n* numero di osservazioni per transetto.

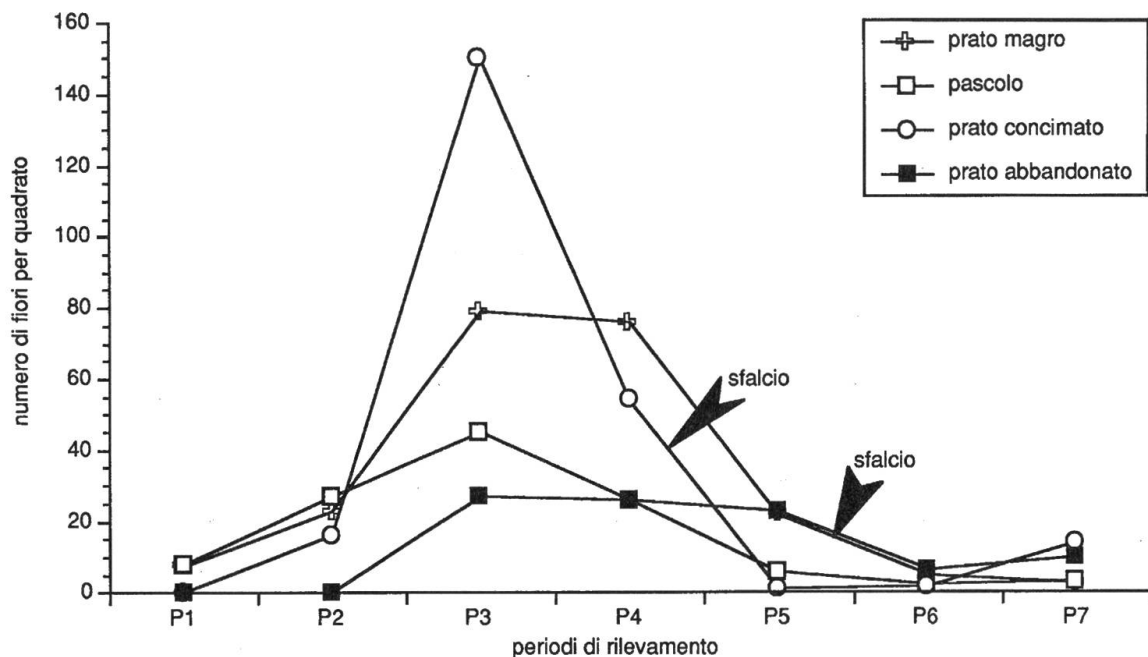


Fig. 38. Andamento dell'offerta di fiori durante i sette periodi di rilevamento (P1 maggio fino a P7 settembre) nei quattro ambienti; lo sfalcio è segnato con una freccia.

8.6 RIASSUNTO

I risultati presentati in questo capitolo hanno dimostrato che la scelta del microhabitat avviene, per lepidotteri diurni e per aracnidi, ad un livello molto dettagliato. La strutturazione dello spazio nell'ambiente è particolarmente importante per gli aracnidi. Nel caso dei lepidotteri, animali più mobili, giocano un ruolo centrale la distribuzione delle risorse alimentari e alcuni aspetti del loro comportamento biologico. La scelta dell'ambiente è in molti casi così specifica da permettere alle specie di superfici adiacenti solo una breve distanza di penetrazione in un ambiente "estraneo"; il loro influsso sulla fauna stazionale caratteristica risulta così probabilmente minimo. La suddivisione degli ambienti viene determinata da fattori alimentari, comportamentali e temporali, oltre che dalle preferenze per il microhabitat. L'idea secondo la quale una zona con una ricca strutturazione favorisca una grande diversità faunistica è generalmente accettata; i meccanismi di base che regolano questo fenomeno sono però ancora sconosciuti. I nostri risultati hanno dimostrato che il paesaggio agricolo rurale, coniato dall'agricoltura tradizionale (compartimento "azienda agricola tradizionale"), permette una distribuzione quasi senza sovrapposizioni delle specie di lepidotteri diurni lungo le dimensioni principali delle nicchie ecologiche. Abbiamo dimostrato, grazie a parecchi esempi, il significato che assumono i prati abbandonati, oltre che per la propria comunità caratteristica di invertebrati, quale ambiente di rifugio. Questi risultati permettono di trarre alcune conclusioni per quanto riguarda lo sfruttamento o la gestione di un simile compartimento territoriale. Solo una programmazione degli interventi con rotazioni, sia nel tempo che nello spazio, come succede da sempre nell'agricoltura tradizionale, garantisce la coesistenza di molti organismi diversi. Questo aspetto è stato ad esempio considerato e applicato nell'elaborazione del Piano di gestione delle superfici abbandonate del Monte San Giorgio (STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993).

9 PRATI MAGRI E AGRICOLTURA

C. Antognoli

Rispetto alla superficie agricola utile delle aziende agricole di montagna del Ticino, i prati magri sono superfici marginali. Sono infatti prati generalmente localizzati in luoghi di difficile accesso, dove non è quasi mai possibile l'utilizzazione di macchinari. Crescono inoltre su terreni scoscesi e quindi su suoli con scarse possibilità di accumulare sostanze nutritive. L'impossibilità di intensificare il loro sfruttamento agricolo e il loro scarso rendimento foraggero potenziale, spiegano la bassa qualità del loro foraggio e di conseguenza il loro crescente abbandono. Sono state calcolate perdite di guadagno, causate dallo sforzo per una loro gestione ecologica appropriata, varianti da 13.- a 35.- fr. per ara.

Nell'ambito del progetto due sono stati i lavori che hanno considerato anche gli aspetti agronomici della gestione dei prati magri: BESOMI (1990) "Agricoltura: analisi aziendale" e PESTALOZZI (1990) "Wiesen und Weiden von Bordei / Centovalli". Entrambi hanno avuto lo scopo di analizzare la situazione dei prati magri all'interno di determinate aziende e di studiare la possibilità di conservarli tramite una gestione che da un lato ne rispettasse le loro peculiarità naturalistiche, dall'altro fosse ben inserita nello scenario aziendale. BESOMI (1990) ha analizzato quattro aziende e ha proposto alcune varianti di sfruttamento in grado di permettere una gestione adeguata e allo stesso tempo economicamente sostenibile dei prati magri. Ha inoltre calcolato le perdite di guadagno subite dagli agricoltori in caso di attuazione delle varianti che prevedono una gestione ecologica dei prati magri. PESTALOZZI (1990) ha invece analizzato a fondo un'unica azienda a Bordei, nelle Centovalli, dai punti di vista botanico (fitosociologia), dei fattori ambientali (clima, suolo) e agronomico (rendimenti, analisi di qualità e accettazione del foraggio da parte del bestiame).

I paragrafi seguenti sono tratti dai lavori di BESOMI (1990) e PESTALOZZI (1990) e completati con i dati di altri autori e dell'Inventario cantonale dei prati secchi (IPS 1987).

9.1 I PRATI MAGRI NELL'AZIENDA AGRICOLA

Le aziende agricole che gestiscono ancora superfici a prato magro sono prevalentemente piccole e medie aziende delle fasce collinare e montana. Dai dati raccolti nel 1987 per l'IPS possiamo infatti rilevare che solo il 5.8% degli oggetti menzionati è localizzato al di sotto dei 400 m d'altitudine, mentre il 21% è situato tra gli 800 e i 1000 m d'altitudine.

L'occupazione territoriale delle aziende è spesso complessa e può svilupparsi su vari livelli altitudinali, ma le strutture principali sono normalmente localizzate nel centro aziendale: l'abitazione del proprietario, la stalla e il deposito del foraggio, nonché eventuali edifici per la lavorazione dei prodotti (caseificio, latteria). Nella maggior parte dei casi il centro dell'azienda è ubicato all'interno di un villaggio. Attorno a questi edifici si estendono, orizzontalmente e verticalmente, i prati da sfalcio, i pascoli, gli orti e i campi gestiti dall'azienda (cap. I/1.1). Delle cinque aziende studiate da BESOMI (1990) e PESTALOZZI (1990), tre mostrano queste caratteristiche principali (Quinto in Valle Leventina, Malvaglia in Valle di Blenio, Bordei nelle Cento-

valli). Due hanno invece strutture particolari a causa di situazioni contingenti, dovute alla vendita di parte dell'azienda o alla gestione da parte di contadini non proprietari (Pree sul Monte Generoso, Condra in Valle Capriasca).

Nello schema aziendale tradizionale i prati magri sono solitamente sfavoriti rispetto ai prati da sfalcio con maggiore rendimento foraggero e spesso sono ubicati sui monti. A volte non vengono sfruttati regolarmente, bensì a seconda delle necessità e soprattutto in caso di scarsità di foraggio migliore. Ciò è dovuto alle caratteristiche specifiche di questi prati, cresciuti sui terreni più scoscesi e poco produttivi, dove si riscontra un forte dilavamento del suolo che impedisce l'accumularsi di sostanze nutritive. I dati raccolti per l'IPS (1987) mostrano ad esempio che ben il 49% degli oggetti ha una pendenza superiore al 60%, mentre solo l'11% ha pendenza inferiore al 18%. PESTALOZZI (1990) ha inoltre elaborato un modello della dinamica dei legami chimici dell'alluminio e del fosforo nel suolo, secondo il quale nei terreni molto acidi si riscontra una presenza di ioni di alluminio liberi, che influenza la crescita della vegetazione (tossicità per l'apparato radicale di alcune specie).

La posizione marginale di questi prati rispetto ai perimetri dell'azienda, oltre alla conformazione del terreno, ha limitato già nel passato le possibilità di migliorarne la qualità. Il trasporto di letame per la concimazione era infatti difficoltoso poiché non esistevano strade agricole (cap. I/1.1); ancora oggi l'uso dei mezzi meccanici non è sempre possibile a causa della morfologia del territorio.

Tab. 21. Estensione della superficie foraggera, dei prati poco intensivi e estensivi, nonché dei prati magri inclusi nell'Inventario dei prati secchi (IPS 1987) delle cinque aziende analizzate nel progetto. Fonte: BESOMI (1990) e PESTALOZZI (1990). * Tutti i prati poco intensivi, estensivi e menzionati nell'IPS dell'azienda di Malvaglia si trovano sui monti di Dagro. ** Secondo Pestalozzi (1990) alcune superfici soddisfano i criteri per essere menzionate nell'IPS.

	Quinto	Malvaglia *	Condra	Pree	Bordei
superficie foraggera (a)	1125	2679	1790	590	1500
prati poco intensivi (a)	75	205	657	142	140
prati estensivi (a)	43	428	344	269	1010
prati magri IPS (a)	92	397	163	373	—**

I prati magri vengono oggi ritenuti prati di seconda categoria, che non meritano quindi particolari attenzioni o cure, soprattutto quando le superfici foraggere di buona qualità sono sufficienti per il fabbisogno dell'azienda. Se ciò non è il caso, essi possono rappresentare una base importante per la sopravvivenza, in particolare per le aziende di piccole dimensioni, come ad esempio a Pree sul Monte Generoso.

La percentuale di superficie mantenuta a prato magro, rispetto al totale della superficie agricola utile gestita, varia sensibilmente da un'azienda all'altra, poiché dipende anche dalla storia delle aziende stesse (tab. 21).

Oggi, le aziende ancora attive non gestiscono più tutte le superfici poco produttive, come invece avveniva un tempo, poiché cercano di razionalizzare e intensificare il lavoro su quelle più redditizie e facilmente meccanizzabili. In alcuni casi inoltre i terreni sono stati venduti o divisi tra gli eredi, causando una frammentazione che come detto nel capitolo I/1 ha radici lontane. In altri casi ci si trova confrontati con aziende nuove, gestite da neorurali: ne è un esempio Pree sul Monte Generoso, che un tempo era uno degli stadi altitudinali sfruttati da un'azienda di Salorino. Si tratta in pratica di un monte che oggi viene gestito come un'azienda autonoma. In questo caso la superficie gestita a prato magro è molto elevata, da un lato per la particolare ricchezza naturalistica del luogo, dall'altro perché nella superficie agricola utile dell'azienda non sono più comprese le superfici intensive del primo stadio altitudinale di

sfruttamento (Salorino). L'azienda di Condra, in Valle Capriasca, si trova nella stessa situazione e gestisce una superficie un tempo inserita in uno schema di sfruttamento territoriale più complesso, comprendente terreni e strutture ad altitudini meno elevate (Bigorio, Sala Capriasca). Anche in questo caso si tratta di un monte. Nell'azienda di Malvaglia tutti i prati magri sono localizzati a Dagro, cioè ad uno stadio altitudinale paragonabile a quello di Pree e di Condra: equivalente cioè ai monti. È la conferma che i prati magri rimasti sono localizzati per lo più sui monti, dove è sempre stato più difficile praticare un'agricoltura intensiva.

9.2 IL FORAGGIO

Il foraggio ottenuto dai prati non concimati e secchi ha generalmente un rendimento agricolo scarso rispetto alla media svizzera¹⁴. THOMET *et al.* (1989) hanno esaminato, tra il 1986 e il 1988, 280 prove di foraggio proveniente da prati estensivi e poco intensivi di tutta la Svizzera. Il rendimento foraggero medio dei 218 prati estensivi esaminati è stato di circa 25 kg di sostanza secca per ara (kg ss/a). In Ticino PIATTINI & DIETL (1987) hanno rilevato un rendimento di 20 kg ss/a in un nardeto; mentre GEERING *et al.* (1966) hanno ottenuto valori tra i 15 e i 29 kg ss/a in quattro prati magri. Le indagini agronomiche di BESOMI (1990) e di PESTALOZZI (1990) hanno mostrato risultati confrontabili (tab. 22).

Tab. 22. Rendimento foraggero dei prati magri estensivi e poco intensivi delle aziende studiate da BESOMI (1990) e PESTALOZZI (1990). Sono inoltre riportati i dati relativi al nardeto di PIATTINI & DIETL (1987), quelli relativi ai quattro prati magri di GEERING *et al.* (1966), nonché la media dei 218 prati estensivi e dei 53 poco intensivi di THOMET *et al.* (1989).

località	fonte	altitudine m s m	prati estensivi	prati poco intensivi
Quinto	BESOMI (1990)	1210	15	28
Dagro	BESOMI (1990)	1360	18	25
Condra	BESOMI (1990)	1000	20	27
Pree	BESOMI (1990)	950	29	34
Bordei	PESTALOZZI (1990)	900	15 - 25	25 - 50
Rompago	PIATTINI & DIETL (1987)	1400	20 (nardeto)	
Nante	GEERING <i>et al.</i> (1966)	1410	15	
Aurigeno	GEERING <i>et al.</i> (1966)	310	29	
Cimadera	GEERING <i>et al.</i> (1966)	1160	21	
Novaggio	GEERING <i>et al.</i> (1966)	670	25	
PNR 22	THOMET <i>et al.</i> (1989)	500 - 2100	25	49

Anche la qualità del foraggio dei prati magri è inferiore rispetto alla qualità media del foraggio svizzero (THOMET *et al.* 1989). In particolare sono riscontrabili un alto contenuto di fibra grezza, uno scarso contenuto di proteine grezze e un contenuto molto basso di fosforo; le differenze tra le diverse unità di vegetazione considerate sono risultate minime. In Ticino è stato inoltre misurato un tasso molto basso di potassio, ma un contenuto piuttosto alto di magnesio (PESTALOZZI 1990).

Il contenuto in sostanza organica digeribile è inferiore a quello della media svizzera di circa 100 g/kg ss. Lo scarso assorbimento di sostanza organica provoca un abbassamento del rendimento lattifero delle mucche, calcolabile in 5 - 10 kg al giorno. Ciò rivela che anche l'energia netta contenuta nel foraggio è più scarsa rispetto alla media svizzera. Perciò la qua-

¹⁴ Foraggio medio raccolto in Svizzera alla prima fienagione e a spigatura completa.

lità del foraggio dei prati magri viene considerata medio - bassa. Effetti benefici dovuti alla presenza di erbe^G medicinali non hanno potuto essere dimostrati scientificamente. L'analisi dei costituenti parietali e dei metaboliti secondari ha inoltre rivelato alti tassi di materie fibrose, in particolare di lignina, che causano una rilevante diminuzione della digeribilità del foraggio. Al contrario sono presenti in quantità più scarsa i metaboliti secondari, che causerebbero una riduzione del valore alimentare del foraggio. Sono tuttavia probabilmente presenti composti fenolici solubili, inibitori della lisi della cellulosa, in quantità sufficiente per ridurre la già debole digeribilità dei costituenti parietali (forte lignificazione) (THOMET *et al.* 1989). Le analisi effettuate da PESTALOZZI (1990) a Bordei confermano che anche la qualità dei prati magri ticinesi è da considerare medio -bassa. I risultati ottenuti non si discostano infatti molto da quelli ottenuti da THOMET *et al.* (1989) a livello svizzero.

Ne consegue che il foraggio ottenuto dallo sfalcio dei prati magri non viene ritenuto adatto alle mucche in fase di produzione lattiera (THOMET *et al.* 1989), mentre può essere utilizzato per le mucche in fase di asciutta, per le manze (JILG & BRIEMLE 1993), per gli equini e per il bestiame minuto (pecore, capre).

Gli esperimenti di Pestalozzi (1990) hanno confermato, come già era stato fatto per altri tipi di prato (GEERING *et al.* 1966, KLAPP 1971, THOMET *et al.* 1989), che un'adeguata concimazione può migliorare la resa e la qualità anche del foraggio dei prati magri. Viene però sottolineato come sia necessario procedere con cautela: a seconda della composizione botanica e dei fattori ambientali, possono infatti sorgere effetti non voluti come la crescita di malerbe o l'instabilità della vegetazione (KLAPP 1971).

Il rendimento foraggero viene inoltre influenzato dalle condizioni meteorologiche annuali dei mesi primaverili, con fluttuazioni a volte considerevoli (cap. I/3).

Lo sfruttamento dei prati magri, a differenza di quanto avviene nei prati intensivi, permette però di avere una maggiore elasticità rispetto ai termini di fienagione. Infatti, se le graminacee non superano il 50% della copertura vegetale rispetto alle erbe^G e alle leguminose, la qualità del foraggio non decade tanto rapidamente quanto quella del fieno dei prati concimati (JILG & BRIEMLE 1993). La possibilità di poter diluire nel tempo la fienagione e di falciare i prati magri quando tutte le superfici intensive sono già state falciate, permette così di razionalizzare il lavoro nell'azienda. Il contadino sarà inoltre maggiormente disposto a gestire anche superfici meno redditizie, visto che il lavoro potrà essere svolto dopo aver raccolto una quantità sufficiente di foraggio di buona qualità.

Appurato quindi che il foraggio dei prati magri è di qualità inferiore rispetto alla media svizzera, ma adatto alle mucche in fase di asciutta, al bestiame giovane, agli equini e al bestiame minuto, possiamo concludere che è possibile integrare la gestione dei prati magri nell'ambito di una piccola o media azienda di montagna. In Ticino è infatti molto praticato l'allevamento di manze, pecore, capre e altro bestiame minuto.

Appare pure assai interessante l'applicazione del concetto di gestione differenziata (DIETL 1986 e 1989, DIETL & GEORG 1994, THOMET *et al.* 1989), ripreso da BESOMI (1990) e PESTALOZZI (1990), secondo il quale ogni azienda gestisce le superfici con diversi gradi di intensità. L'intensità della gestione agricola delle singole superfici viene dettata dal loro potenziale agronomico, dalle loro caratteristiche naturalistiche, nonché dai fattori ambientali (suolo, morfologia, ecc.). Le "buone" superfici in senso agronomico vengono concimate e sfruttate intensivamente; quelle più marginali, con basso potenziale agronomico ma di grande interesse naturalistico e / o paesaggistico, devono invece essere utilizzate estensivamente. L'azienda è così in grado di gestire un mosaico di prati più o meno intensivi, garantendo cura, protezione e conservazione anche agli ecosistemi più sensibili (prati magri, prati a strame).

9.3 ANALISI AZIENDALE

L'integrazione dei prati magri nel piano di sfruttamento della superficie agricola utile delle aziende è dunque possibile, ma necessita di una valutazione economica dello sforzo necessario alla gestione di queste superfici. In generale per il contadino questo maggiore impegno nella gestione ecologica di una parte della superficie agricola utile si rivela una perdita di qua-

dagno. Tale perdita è dovuta sia al mancato rendimento foraggero dei prati magri, causato dal divieto di concimazione imposto dallo sfruttamento estensivo ed ecologico, sia alla difficoltà di lavorazione dei terreni scoscesi o discosti, dove lo sfalcio e il trasporto del fieno non possono essere effettuati con le macchine.

Per queste ragioni, accanto all'inserimento dei prati magri in un adeguato sistema di gestione, improntato sull'intensità differenziata di tutte le superfici foraggere dell'azienda, si rende necessario un indennizzo che compensi la perdita di guadagno dell'agricoltore. In questo modo si darà al contadino un incentivo economico che servirà ad evitare l'intensificazione o l'abbandono dei prati magri, stimolando la conservazione e la cura del paesaggio rurale.

A partire dagli anni 80 in diversi Cantoni svizzeri sono stati elaborati modelli e sistemi di pagamento di contributi diretti per le prestazioni fornite dagli agricoltori nella gestione e nella conservazione dei prati magri (THOMET *et al.* 1989).

Anche nel Ticino, dopo l'allestimento dell'IPS del 1987, si è rivelato necessario studiare un sistema adeguato di protezione e gestione degli oggetti menzionati nell'IPS stesso.

Lo studio agronomico di BESOMI (1990) ha avuto lo scopo di valutare anche dal punto di vista economico la possibilità di integrazione dei prati magri nelle aziende, fornendo inoltre i dati di base necessari all'elaborazione di un modello di conservazione dei prati magri valido per il Ticino. BESOMI (1990) ha perciò analizzato la situazione economica delle quattro aziende tipo e proposto alcune varianti di gestione aziendale, con percentuali differenti di superficie mantenuta a prato magro. Dai dati raccolti ha poi calcolato, per ognuna delle quattro aziende, il costo della gestione estensiva dei prati magri (tab. 23). Per ognuna delle aziende considerate i costi risultano diversi, poiché le analisi tengono conto della situazione particolare di ognuna per quanto riguarda la superficie foraggera utile, la percentuale di superficie mantenuta a prato magro (oggetti dell'IPS), il numero di capi di bestiame, il fabbisogno in ore lavorative, la forza lavoro a disposizione, le infrastrutture. Di ogni azienda è pure stato calcolato il reddito agricolo, dal quale, aggiungendo l'eventuale reddito accessorio e gli ammortamenti degli immobili e sottraendo il consumo privato, si ottiene il cosiddetto cash flow. Il cash flow, ossia la parte di reddito disponibile per il saldo di debiti o per nuovi investimenti, permette di confron-

Tab. 23. Costo della gestione estensiva dei prati magri (oggetti IPS) nelle varianti più ecologiche elaborate da Besomi (1990) per le quattro aziende tipo studiate nel progetto. Vengono riportati per queste aziende i contributi massimi, che verrebbero attualmente riconosciuti dai contratti volontari di gestione per gli oggetti IPS calcolati per ara. Il premio per il valore ecologico, naturalistico e / o paesaggistico ammonta al massimo a fr. 1600.- per prato; abbiamo supposto che nelle quattro aziende tutti i prati magri inclusi nell'IPS rappresentino un solo oggetto, al quale viene riconosciuto il contributo massimo del premio. Per le tre aziende che hanno stipulato un contratto di gestione con l'Ufficio protezione della natura (UPN), sono indicati anche i pagamenti diretti effettivi del 1995.

	Quinto	Malvaglia	Condra	Pree
variante ecologica Besomi (1990)				
costo fr./a	26.45	13.30	25.90	34.40
contributo 1995 secondo contratto UPN				
base (fr.9.-/a)	828.-	3573.-	1467.-	3357.-
premio (max. fr. 1600.-/prato)	1600.-	1600.-	1600.-	1600.-
totale	2428.-	5173.-	3067.-	4957.-
contributo considerando un unico oggetto IPS (fr./a)	26.40	13.-	18.80	13.30
contributo effettivo (fr./a)	—	16.-	12.-	11.-

tare le varianti proposte dal profilo economico. La differenza di cash flow tra la variante con la percentuale massima di superficie mantenuta a prato magro e quella che prevede la gestione più intensiva possibile, rappresenta la perdita di guadagno causata dalla gestione estensiva. Dividendo tale differenza per la superficie a prato magro di ciascuna azienda, si ottiene il costo della gestione estensiva dei prati magri per unità di superficie. Tale costo corrisponde all'indennizzo da attribuire all'agricoltore, quale contributo diretto per la sua prestazione.

I contributi effettivi riconosciuti ai gestori delle superfici a prato magro dipendono però anche dal valore attribuito dalla comunità a questi ecosistemi. Le somme destinate alla protezione della natura sono infatti frutto di decisioni politiche, influenzate dall'opinione pubblica. Nel caso dei prati magri generalmente tali somme non riescono a coprire interamente i costi generati da una gestione ecologica di queste superfici (tab. 23); esse devono soprattutto rappresentare un incentivo, così che il contadino trovi interesse nello stipulare un contratto di gestione vincolata. Nei cantoni di Argovia, Basilea campagna, Berna, Lucerna, Soletta, Svitto, Zugo e Zurigo i contributi diretti pagati per la conservazione dei prati aridi (magri), tramite contratti di gestione volontari, variano da 3.5 a 17.- fr./a (STROPPIA 1992). In Ticino il contributo di base ammonta a 9.- fr./a, al quale può essere aggiunto un premio ecologico dell'ammontare massimo di 1600.- fr. per prato quale premio per la particolarità del prato stesso: rarità dell'unità di vegetazione secondo l'IPS, reticolo ecologico, specie rare o minacciate, elementi paesaggistici e naturalistici confinanti (tab. 23 e cap. II/1).

Parte II

Obiettivi, strategie e metodi per la salvaguardia della diversità biologica

1 OBIETTIVI E STRATEGIE

La Svizzera, con la sottoscrizione della Convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica della conferenza di Rio de Janeiro (1992), si è impegnata nella conservazione e nello sfruttamento sostenibile della biodiversità. Nel suo messaggio relativo a questa Convenzione¹⁵ il Consiglio federale constata che in Svizzera, a partire dal XIX secolo, fino al 90% degli ambienti di maggior valore e più ricchi di specie sono scomparsi e che questa tendenza negativa non è cambiata. La scomparsa in Europa dei prati magri (calicicoli) e ricchi di specie è stata evidenziata, già nel 1981, da uno studio del Consiglio europeo (WOLKINGER & PLANK 1981). Nonostante che questo studio avesse chiesto misure di protezione urgenti a livello internazionale, la regressione dei prati magri è continuata senza freno (WILLEMS 1990). Anche nel Ticino la superficie a prato secco è diminuita ancora drasticamente (G. Maspoli com. pers.), rispetto a quella rilevata per l'allestimento dell'Inventario cantonale (IPS 1987). Per tenere fede all'impegno assunto dal Consiglio federale con la firma della Convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica di Rio de Janeiro del 5 maggio 1992, è necessaria un'azione più incisiva. Il concetto di diversità biologica è stato definito alla Conferenza di Rio in modo molto generale, comprende infatti sia la diversità degli ecosistemi⁹, sia quella genetica delle specie. Il successo nella salvaguardia della biodiversità sarà garantito esclusivamente se gli obiettivi saranno elaborati e formulati in modo completo e concreto. A livello federale e ticinese mancano ancora oggi sia gli obiettivi dettagliati, sia la programmazione delle tappe, che potranno permettere di conservare la diversità biologica. La superficie necessaria alla conservazione della biodiversità non può venire stabilita con precisione, poiché la diversità dipende da innumerevoli fattori. Pensiamo che essa, nel caso dei prati magri ticinesi, può venire mantenuta a lungo termine con la gestione adeguata (cap. II/4) di almeno 1200 ettari (circa 10% della superficie agricola cantonale)¹⁶.

Strategie attuali. A livello nazionale, durante gli ultimi anni, sono stati notevolmente sviluppati gli strumenti legali necessari alla protezione dei prati magri (cap. II/2). Nel caso di una conseguente applicazione della "strategia dei pagamenti diretti"¹⁷ basata sulla libera volontà, adottata a partire dalla revisione della Legge federale sull'agricoltura, si dovrebbero avere effetti positivi sul territorio (HÄBERLI *et al.* 1991); in particolare l'estensione dei biotopi con maggiore diversità biologica dovrebbe aumentare. Se sarà attrattiva economicamente per le piccole aziende, che tradizionalmente gestiscono o hanno gestito i prati magri, questa strategia potrebbe avere successo nelle valli del Ticino dove esistono ancora aziende agricole. Pensiamo tuttavia che essa non basterà alla conservazione della biodiversità odierna dei prati magri, anche solo durante i prossimi decenni. Le aziende agricole che potrebbero assicurare uno sfruttamento e una gestione adeguati, non esistono infatti più nella maggior parte delle

¹⁵ Messaggio del Consiglio federale relativo alla Convenzione delle Nazioni Unite sulla biodiversità del 25.5.1994.

¹⁶ KUHN *et al.* (1992) propongono per il canton Zurigo una gestione estensiva di prati magri per una superficie di almeno 4000 ettari (in 10 anni, a lungo termine di 5000 ettari).

¹⁷ Dopo il messaggio del Consiglio federale per la revisione della legge agricola del 27.1.1992 questa definizione viene utilizzata per diverse misure ecologiche. Per "strategia dei pagamenti diretti" in relazione alla conservazione dei prati magri del Ticino si intende il sistema usato dall'Amministrazione cantonale (cap. II/2), per garantire una gestione estensiva di una superficie agricola la più vasta possibile, tramite pagamenti diretti ai contadini (contributo di base, art. 31b LAGr), nonché per assicurarne altri per i prati magri di maggior valore naturalistico (premio aggiuntivo, art. 18a-d LPN).

valli ticinesi. Le funzioni di conservazione e cura dei prati magri dovrebbero quindi essere assunte dall'Amministrazione cantonale e dalla popolazione, tramite gruppi locali e organizzazioni interessate (regioni di montagna, patriziati, boggesi, proprietari di rustici riattati). Attualmente la conservazione dei prati magri dipende dunque in gran parte dall'iniziativa dei contadini, oppure da quella dei gruppi di interesse locali esterni al settore agricolo. Il successo di questa strategia dei pagamenti diretti dipende inoltre dalla collaborazione armonica dei settori dell'agricoltura e della protezione della natura dell'Amministrazione cantonale; a loro spetta infatti il compito di coordinare e dirigere in modo ottimale l'attribuzione dei pagamenti diretti per le prestazioni ecologiche (ZÜRCHER 1994)¹⁸.

Strategie supplementari necessarie. Poiché la salvaguardia della diversità biologica dei prati magri diventa sempre più di interesse pubblico, non crediamo che essa debba dipendere unicamente dall'iniziativa dei contadini o di altri gruppi di interesse locale. I problemi presentati qui di seguito rendono necessari ulteriori sforzi per assicurare a lungo termine la conservazione dei prati magri.

- 1) I premi aggiuntivi per l'interesse naturalistico dei prati magri vengono riconosciuti per una superficie relativamente ristretta¹⁹. I prati secchi oggi rimasti nel Ticino presentano inoltre grande frammentazione e isolamento (IPS 1987). Questa situazione è particolarmente critica per le popolazioni^G locali, poiché aumenta il rischio di una loro estinzione (SCHMID & MATTHIES 1994). La scarsa varietà genetica di una piccola popolazione di vegetali o animali può inoltre determinare un minor successo riproduttivo ("Inzuchtdepression", SEITZ & LÖSCHKE 1991, H. den Nijs com. pers.).
- 2) I cambiamenti chimici del suolo, causati dall'apporto di sostanze dall'atmosfera, rappresentano un ulteriore pericolo; di conseguenza la gestione e la cura dei prati magri non possono avvenire semplicemente grazie alle tecniche tradizionali. I primi risultati di ricerche in corso a livello europeo, per determinare le "soglie critiche" dell'apporto annuale di sostanze nocive dall'aria ("critical loads"^G) in diversi ecosistemi (NIELSSON & GRENNFELT 1988, BOBBINK *et al.* 1992), lasciano supporre che anche nei prati magri del Ticino si riscontreranno effetti negativi.

L'apporto di sostanze dall'atmosfera, l'isolamento e la frammentazione dei prati magri sono problemi che riguardano la protezione di questi ecosistemi, ma che non sono ancora stati studiati abbastanza. Crediamo che la disponibilità verso misure di protezione della natura siano maggiori se la loro necessità e le aspettative di successo vengano motivati in modo comprensibile e credibile. La determinazione e la sorveglianza della diversità biologica (Art. 7 della Convenzione di Rio de Janeiro) assumono perciò una grande importanza (cap. II/5).

Quale sostegno alla strategia dei pagamenti diretti, attualmente applicata, proponiamo di delimitare nel Ticino dei "comparti di interesse naturalistico", con lo scopo di salvaguardare, studiare e sorvegliare a lungo termine la biodiversità. Tali regioni dovrebbero includere interi

18 Durante i primi due anni dall'entrata in vigore dell'art. 31b della Legge federale sull'agricoltura, il Ticino, malgrado la percentuale relativamente alta di superfici a gestione estensiva (prati, prati a strame, siepi, alberi isolati), ha pagato contributi diretti per prestazioni ecologiche solo per una parte minima della sua superficie agricola: 0.5% e 1% (1993 e 1994) - confronto con il Grigioni: 10.8% e 8.6% (1993 e 1994) e con il Vallese: 2.4% e 2.3% (1993 e 1994). Pochi contadini ticinesi, rispetto a quelli degli altri cantoni, hanno potuto finora godere dei vantaggi di questi pagamenti diretti per prestazioni ecologiche (rapporto sui pagamenti diretti dell'Ufficio federale dell'agricoltura).

19 Nel 1994 in totale circa 50 ettari (una trentina di contratti di gestione vincolata). I premi vengono riconosciuti agli oggetti menzionati nell'Inventario cantonale dei prati secchi (IPS 1987), che è stato allestito con criteri abbastanza severi per quanto riguarda la definizione di prato secco e include quindi una superficie di soli 450 ettari circa. Qualora l'oggetto considerato soddisfi ancora i criteri dell'Inventario, viene stipulato un contratto di gestione vincolata (volontario) per la particella che comprende l'oggetto. La gestione dei prati più freschi e ricchi di specie, dei prati concimati magri, dei prati abbandonati, nonché di quei prati che soddisfano le condizioni richieste ma che per errore non erano stati menzionati nell'IPS (1987), non viene perciò in alcun modo sostenuta da premi per l'interesse naturalistico.

comparti territoriali o aree di particolare interesse con grande diversità biologica (Monte San Giorgio, Monte Generoso, versante ovest della media Valle di Blenio, ecc.). La scelta dei comprensori dovrebbe essere effettuata in base alle attuali conoscenze ecologiche, floristiche e faunistiche. Questi comprensori dovrebbero comprendere comparti interi del paesaggio^G seminaturale rurale, dove siano localizzati in particolare prati magri, prati concimati magri e prati abbandonati, nonché altri elementi paesaggistici (alberi isolati, siepi, margini boschivi, boschetti, ruscelli, ecc.). Per ognuno dovrebbe essere elaborato un “piano di gestione e cura”, che tenga conto delle peculiarità naturalistiche locali e preveda obiettivi adattati alla situazione, nonché un piano dettagliato degli interventi. In generale grazie a questi “comparti di interesse naturalistico” dovrebbero essere perseguiti i seguenti obiettivi:

- conservare tutte le superfici prative ricche di specie (prati secchi, prati concimati magri, compresi i prati con *Agrostis* e *Festuca* e i prati montani e subalpini, i prati abbandonati, ecc. cap. I/2.1.3)
- quadruplicare la superficie gestita a prato magro
- incrementare le popolazioni di piante e animali in pericolo
- incrementare la diversità degli ambienti

Questi “comparti di interesse naturalistico” non li proponiamo come “riserve” o “zone protette” su larga scala, dove siano escluse le attività dell’agricoltura tradizionale^G o quelle di svago. Molta importanza dovrà al contrario essere data al dialogo tra tutti quanti operano o utilizzano questi comparti (agricoltura, turismo, ecc.). I conflitti locali dovranno essere discussi per trovare soluzioni confacenti. All’interno di questi “comparti di interesse naturalistico” dovranno essere previste superfici di ricerca adatte allo studio e alla sorveglianza della biodiversità. La nostra idea di “comparti di interesse naturalistico” non vuole essere in concorrenza o in alternativa alla strategia dei pagamenti diretti già in atto. Bensì mostrare quali ulteriori sforzi sono necessari, a breve termine, per salvare l’attuale diversità biologica dei prati magri ticinesi.

2 BASI LEGALI E ORGANIZZAZIONE ATTUALE

2.1 BASI LEGALI

In Svizzera la protezione della natura e del paesaggio^G si basa essenzialmente su di un unico testo legislativo: la Legge federale per la protezione della natura e del paesaggio (LPN 1966, revisione 1987). Essa attua il principio generale, contenuto nell'articolo 24 sexies della Costituzione federale, che obbliga la Confederazione alla protezione delle componenti naturali del paesaggio nell'adempimento dei propri compiti, e delega ad ogni Cantone la protezione sul proprio territorio. La LPN si limita perciò a sancire una serie di principi generali, che devono essere resi applicativi attraverso normative adottate autonomamente dai Cantoni. I Cantoni hanno inoltre il compito di vigilare sull'applicazione e sul rispetto sia delle normative cantonali, che quelle federali.

Gli strumenti legislativi adottati dai Cantoni in materia di protezione della natura e del paesaggio possono essere suddivisi in tre gruppi: il primo comprendente le norme più datate (di inizio secolo), il secondo comprendente tutte le disposizioni fondate sulla LPN, e infine il terzo con i testi relativi alla pianificazione territoriale e alla regolamentazione edilizia, che fanno capo ad esempio alla Legge federale sulla pianificazione del territorio (LPT 1979).

In questo contesto giuridico si inserisce la tutela dei prati magri, che sono inclusi tra i biotopi degni di protezione. (LPN, art. 18). Gli articoli 18a-d della LPN sanciscono infatti i principi generali della protezione e della conservazione dei biotopi specificati.

I prati magri, di origine antropica, sono parte del territorio agricolo e vengono gestiti e conservati soprattutto grazie alle attività agricole; è quindi essenziale tenere conto anche della loro utilizzazione agricola. Protezione e manutenzione devono quindi essere attuate, nei limiti del possibile, tramite accordi volontari con i proprietari, favorendo la gestione agricola tradizionale. Per queste ragioni la legge prevede equi compensi per le prestazioni ecologiche di gestione dei biotopi protetti. L'ordinanza d'applicazione della LPN (OPN 1991) concretizza questi principi.

La tutela dei prati magri coinvolge, come detto, il settore agricolo e interessa conseguentemente anche le leggi che lo regolano, in particolare, la Legge federale sull'agricoltura (LAgr 1951) con il suo nuovo articolo 31b del 1992, nonché l'Ordinanza federale sui contributi a fini ecologici (OCEco 1994). L'articolo 31b della LAgr e la OCEco prevedono ad esempio il pagamento di contributi diretti agli agricoltori, quale compenso per prestazioni di tipo ecologico tendenti alla conservazione a lungo termine delle risorse produttive (estensificazione dello sfruttamento, produzione integrata, produzione biologica).

Negli anni 90 la Confederazione ha sviluppato una propria strategia per la conservazione dei prati magri e quindi per l'assegnazione dei contributi diretti per la loro gestione, ai sensi della LPN (art. 18a-d) e della LAgr (art. 31b) e pagati ai Cantoni. Tale strategia si basa su un concetto di protezione della natura di tipo integrativo (integrazione), che privilegia la manutenzione in un contesto agricolo, senza isolare i prati magri dal contesto della gestione estensiva tradizionale e dalle zone agricole (ZÜRCHER 1994). Questa strategia è complementare a quella già utilizzata da decenni, che fonda la tutela di aree e biotopi sull'istituzione di zone protette (segregazione) (HAMPICKE 1988 in THOMET & THOMET-THOUTBERGER 1991). La Confederazione prevede quindi un contributo di base, attribuito ai sensi dell'articolo 31b della LAgr e dell'OECco, al quale si somma un ulteriore contributo riconosciuto ai sensi dell'articolo 18a-d della LPN e dell'OPN. Questo secondo contributo viene definito e calcolato secondo un sistema di premi aggiuntivi ("Bonus-System") che valorizzano e premiano le peculiarità naturali e paesaggistiche del singolo prato magro.

Numerosi cantoni svizzeri, dopo la revisione della LPN (1987) e l'entrata in vigore della LCGA (1980) e della OCGA (1989), hanno elaborato una propria strategia di tutela dei prati

magri (come pure di altri ecosistemi^G). In generale non si è ritenuto opportuno estraniarli dal contesto agricolo per sancire la loro protezione; pur ponendo vincoli precisi alla loro gestione, essa resta comunque inserita in un sistema di sfruttamento agricolo. Il vincolo di gestione viene concretizzato attraverso la stipulazione di contratti volontari tra il gestore del prato magro e la competente autorità cantonale. I modelli cantonali sono peraltro diversi tra di loro, così che, e se da una parte permettono di meglio cogliere le caratteristiche dei singoli Cantoni, dall'altra, ora che la Confederazione si è dotata di una strategia propria, rendono necessario un processo di uniformizzazione dei modelli. Diventa perciò indispensabile una stretta collaborazione tra gli enti cantonali e federali preposti alla protezione della natura e quelli che si occupano dell'agricoltura.

2.2 LA TUTELA DEI PRATI MAGRI NEL TICINO

Nel Ticino le basi legali sulle quali si fonda la protezione dei prati magri sono la Legge federale per la protezione della natura (LPN 1966) e il Decreto legislativo cantonale sulla protezione delle bellezze naturali e del paesaggio (DLBN 1940), in particolare nei suoi articoli 1 e 4, nonché il relativo Regolamento d'applicazione (RA DLBN 1974) (modificati e aggiornati a più riprese). La protezione dei prati magri viene oggi realizzata principalmente attraverso l'Ufficio protezione della natura (UPN) del Dipartimento del territorio, che agendo nel contesto giuridico attuale può occuparsi unicamente degli oggetti menzionati nell'Inventario cantonale dei prati secchi (IPS 1987).

Dopo aver fatto allestire l'IPS (1987), anche il Ticino ha elaborato un primo sistema per la tutela di questi biotopi, facendo tesoro in parte dei modelli e delle esperienze fatte in altri Cantoni, in parte dei primi risultati provvisori del nostro progetto di ricerca.

Il sistema ticinese si basa anch'esso sulla conclusione di contratti volontari di gestione vincolata dei prati magri. I contratti vengono stipulati per gli oggetti menzionati nell'IPS (1987), rivisitati e sottoposti ad una nuova valutazione al momento dell'accordo. In particolare vengono rilevate le condizioni attuali dell'oggetto e ridefiniti perimetri e superficie, così da poter gestire unità (parcelle) razionali. I contratti di gestione vincolata stipulati dall'UPN prevedono vincoli più restrittivi rispetto all'Ordinanza federale sui contributi a fini ecologici (OCEco): essi prevedono ad esempio termini di sfalcio imposti, il divieto di pascolo primaverile e il divieto di concimazione. Sono quindi da intendere nel senso del premio aggiuntivo attribuito in base all'art. 18a-d della LPN ("Bonus-System") previsto dalla strategia federale, da sommare al premio di base attribuito ai sensi dell'art. 31b LAgr (ZÜRCHER 1994).

I contributi previsti comprendono primariamente un premio base di 900.- fr. per ettaro, riconosciuto per la gestione vincolata: ad esempio divieto di pascolo primaverile, divieto di concimazione, termini di sfalcio imposti. A questo contributo di base vengono aggiunti ulteriori premi, indipendenti dalla superficie del prato, che ricompensano i particolari pregi naturalistici e / o paesaggistici di ogni singolo oggetto. Essi retribuiscono in particolare il valore ecologico (rarietà dell'unità di vegetazione secondo l'IPS, presenza di un reticolo ecologico^G), rispettivamente il valore naturalistico del prato (presenza di specie rare minacciate o protette, di elementi confinanti di pregio paesaggistico o naturalistico). Il totale dei premi aggiunti attribuiti ad ogni singolo prato può raggiungere un massimo di 1'600.- fr.

Alla fine del 1994 i contadini che avevano stipulato un contratto con l'UPN erano 30 e coprivano una superficie di 49 ettari di prato magro, comprendente oggetti menzionati nell'IPS con perimetri aggiornati. I contributi diretti, pagati dal Cantone tramite l'UPN, per la gestione vincolata di queste superfici ammontavano a circa 37'000.- fr. (la parte della Confederazione era pari a circa 42'000.- fr.) (UPN com. pers.).

Questo primo modello ticinese di tutela dei prati magri può essere evidentemente aggiornato e ancora migliorato (cap. II/1). Perfettibile in questo contesto è la collaborazione tra settore agricolo e settore preposto alla protezione della natura. Sarebbe inoltre auspicabile un aumento sforzi volti ad informare in modo capillare e coordinato i proprietari e / o i gestori dei prati magri non ancora abbandonati.

3 VALUTAZIONE

Durante gli ultimi anni si è sempre più richiesto un approccio metodologico scientifico in materia di protezione della natura (WITSCHEL 1980, HÄNGGI 1989b, MURPHY 1990, BRÖRING & WIEGLEB 1990). Il termine “valutazione” ha finora contraddistinto un modo di procedere più intuitivo che scientifico (USHER 1994). La protezione della natura è fondamentalmente un’ulteriore utilizzazione del suolo, spesso in concorrenza con altri tipi di sfruttamento, orientati generalmente alla produzione o al rendimento, valutabili in termini monetari e ai quali viene riconosciuto un certo valore (agricoltura, selvicoltura, attività di svago, ecc.). Solo ultimamente sono stati effettuati studi per misurare il valore monetario ad esempio di una certa qualità dell’ambiente (SCHELBERT & MAGGI 1988, ITEN 1990) o del paesaggio^G. In due regioni della Germania è stata misurata, grazie ad un’inchiesta, la disponibilità della popolazione di sopportare oneri finanziari per il mantenimento del paesaggio rurale. Il 65% degli intervistati erano disposti, per questo, a pagare prezzi maggiorati dei beni alimentari; il 44% avrebbe speso in media da 13 a 33 marchi in più al mese per economia domestica (CORELL 1994). Due ricerche analoghe, attualmente in corso nella Svizzera, studiano il valore monetario del paesaggio nel Weinland di Zurigo²⁰, nonché quello della biodiversità nella regione svizzero-tedesca del Giura. I risultati delle elaborazioni parziali del 10% circa dei dati raccolti (76 interviste) di quest’ultima ricerca, indicano una disponibilità di pagamento relativamente alta per programmi di protezione, tendenti alla salvaguardia di una superficie maggiore di ambienti naturali, adatti alla protezione di specie vegetali e animali (H. Blöchliger & B. Jäggin com. pers.). Le persone intervistate hanno dimostrato una maggiore disponibilità a sopportare oneri derivanti dalla salvaguardia della biodiversità, piuttosto che dalla riduzione dei problemi ambientali attuali, quali il buco nello strato di ozono o l’inquinamento dell’aria (INFRAS 1994). Questi studi permettono, almeno in parte, di rendere più oggettivo il valore attribuito dalla società al paesaggio, alla biodiversità o il riconoscimento delle prestazioni per la conservazione del paesaggio rurale. Un’efficace protezione a lungo termine della natura e del paesaggio è tuttavia pensabile unicamente se concetti come il “diritto di tutti gli organismi viventi”, verranno accettati nella nostra etica come principi di ordine superiore (PLACHTER 1991).

Le valutazioni dipendono dagli obiettivi posti e possono venire effettuate a diversi livelli. Un livello di valutazione concerne il paesaggio, che non può tuttavia essere concepito nella sua totalità, ma al contrario si basa sull’impressione soggettiva del singolo o della collettività (WEISS 1987). EWALD (1978) ha presentato le possibili valutazioni relative delle qualità paesaggistiche, da utilizzare nell’ambito della protezione della natura e del paesaggio. In questo caso i resti del paesaggio naturale, il paesaggio rurale tradizionale, oppure anche i cambiamenti del paesaggio nel tempo, sono le basi per la valutazione del paesaggio. Gli aspetti dei cambiamenti del paesaggio a livello nazionale sono stati rilevati e valutati nell’ambito del progetto “Raumbeobachtung Schweiz” (KOEPEL *et al.* 1991, BRP & BUWAL 1994).

Spesso si procede dapprima allo studio e alla valutazione dei singoli ambienti, soprattutto nel caso di valutazioni paesaggistiche per la protezione della natura, poiché questi sono più facilmente valutabili, rispetto al complesso sistema del paesaggio. Per rilevare comparti paesaggistici omogenei e più vasti KAULE (1991) propone una sovrapposizione delle valutazioni di singoli ambienti, confrontando comunque diversi approcci metodologici.

Sulla base dei risultati del nostro progetto possiamo proporre una valutazione degli ambienti prati da sfalcio e prati abbandonati della fascia montana^G del Ticino. Possiamo inoltre dare informazioni sull’importanza del reticolo ecologico^G di un comparto paesaggistico, coniato dall’agricoltura tradizionale^G, per alcuni gruppi di invertebrati.

²⁰ “Der monetäre Wert der Landschaft im Zürcher Weinland”, A. Roschewitz, Istituto di economia agraria della Scuola politecnica federale di Zurigo, in collaborazione con H. Schelbert, Istituto di ricerca di economia empirica dell’Università di Zurigo.

3.1 CRITERI PER LA VALUTAZIONE DEGLI AMBIENTI

Prima di procedere a qualsiasi valutazione è necessario determinare le variabili da rilevare, che comprendono ad esempio le liste delle specie, l'età, la storia o il carattere naturale degli ambienti ecc. (WITSCHER 1980, HÄNGGI 1987, USHER 1994). In un secondo tempo si devono stabilire i criteri che permettano di quantificare o di ordinare in una scala le variabili rilevate, per facilitare il confronto. Da una lista di specie, ad esempio, si possono ricavare la ricchezza di specie di una superficie, la sua diversità, la percentuale di specie rare o in pericolo; tutte variabili che si possono utilizzare per una valutazione. Quest'ultima avviene comunque relativamente ad un riferimento, cioè tramite il confronto con uno stato precedente e conosciuto della stessa superficie, oppure tramite il confronto con una superficie di riferimento (controllo). L'interpretazione dello sviluppo della vegetazione del Monte San Giorgio, quindi la valutazione del suo stato attuale in relazione ai vari obiettivi di protezione (STAMPFLI *et al.* 1994), è stata infatti possibile unicamente grazie al confronto con un rilevamento botanico di H. Zoller del 1948 (LÜDI 1949). Le possibilità di valutazione dello sviluppo futuro degli ambienti o delle superfici dipende quindi direttamente dalla descrizione di uno stato iniziale, che serva da confronto.

Nell'ecologia applicata i parecchi criteri di valutazione vengono utilizzati con frequenza diversa; in una lista di quelli più ricorrenti MARGULESH (1981) elenca, in ordine di frequenza di impiego, i seguenti:

1. - diversità di ambienti e / o specie
2. - rarità di ambienti e / o specie
- carattere naturale
3. - estensione della superficie
4. - pericolo di origine antropica
5. - valore estetico
- interesse per la formazione e l'educazione
- rappresentanza
6. - interesse scientifico
7. - segni storici
8. - entità delle popolazioni^G
- formazione tipica
9. - sensibilità ecologica
- localizzazione in un'unità ecologica o territoriale
- valore potenziale
- singolarità
10. - diversi

Una discussione dettagliata dei singoli criteri viene presentata da MARGULESH & USHER (1981) e in altri studi specifici (ad esempio PLACHTER 1991, KAULE 1991, USHER 1994). Presentiamo brevemente una scelta di criteri utilizzabili per la valutazione degli ambienti considerati nel nostro progetto.

Diversità. La biodiversità può essere considerata a livello di associazioni, di ambienti, di specie oppure a livello di geni.

La valutazione della diversità biologica può essere affrontata con approcci diversi: tramite ad esempio il numero delle specie presenti, la loro frequenza relativa, oppure grazie alla diversità nei vari livelli trofici (piramide trofica^G), oppure tramite le relazioni tra questi ultimi. Gene-

ralmente, a causa dello sforzo richiesto per il rilevamento dei dati, ci si limita ad una valutazione basata sul numero di specie di alcuni gruppi di organismi viventi. Lo svantaggio maggiore di questo metodo risiede nel fatto che il numero di specie rilevate dipende dall'area della superficie campione e dall'intensità della campionatura (KREBS 1989); le specie ubiquiste e quelle in pericolo di estinzione vengono inoltre considerate sullo stesso piano. Nel caso di un confronto per la valutazione di parecchie superfici campione è perciò necessario effettuare rilevamenti di uguale intensità in ognuna di esse. In caso contrario il numero delle specie censite deve essere equilibrato con metodi statistici (ad esempio metodo di "rarefraction", KREBS 1989).

Un metodo semplice per stimare la diversità della composizione floristica di un prato consiste nel rilevamento di un buon numero di piccole superfici. La presenza da cinque a dieci specie in parecchie campionature di 0.01 m² indica una grande diversità (fig. 22, cap. I/5.2).

Rarità. La definizione del concetto di "rarità" non è semplice, poiché il passaggio intermedio dalla categoria "molto comune" fino a quella "molto raro" è quasi sempre graduale; la rarità si manifesta inoltre in diversi modi. Ci sono specie con areale di diffusione abbastanza vasto, che sono però sempre presenti con densità basse, è il caso ad esempio delle orchidee. Ve ne sono però altre presenti in poche località, ma con densità molto grandi; ricordiamo ad esempio la *Danthonia alpina*, che è presente in Svizzera solo sul Monte San Giorgio, dove però è abbastanza frequente nelle aree libere dal bosco (GUGGISBERG 1990). Le specie rare rappresentano spesso una percentuale rilevante delle specie presenti in una località, per questo possono essere di grande importanza per la salvaguardia della diversità di una regione (SCHMID & MATTHIES 1994).

La rarità delle specie viene spesso definita in una determinata regione suddividendo il territorio in quadrati (ad esempio di 1 km²) e considerando rare quelle specie presenti in meno di un certo numero di quadrati. Questo metodo è valido sia per le singole specie, sia per le comunità di organismi; si riferisce però unicamente alla regione considerata. Succede perciò che le specie di lepidotteri diurni, tipiche degli ambienti secchi e caldi, vengano considerate rare a livello svizzero, pur essendo abbastanza frequenti nel Ticino (cap. I/2.3), ancora di più nella vicina penisola e in tutta l'Europa meridionale. Ciò vale anche per molte specie vegetali, soprattutto per quelle presenti unicamente nel Ticino meridionale e che si trovano quindi al margine del loro areale di distribuzione, come ad esempio la *Danthonia alpina* citata sopra. L'utilizzazione del criterio di rarità per la valutazione, dipende inoltre fortemente dalle conoscenze dei diversi gruppi di organismi. La distribuzione e il grado di pericolo delle piante e degli uccelli sono ad esempio molto ben conosciuti; non è invece il caso per la maggior parte degli invertebrati. Nel Ticino sono state ad esempio trovate alcune specie di aracnidi che prima d'ora erano sconosciute alla scienza (cap. I/2.3). Il processo di allestimento delle Liste rosse attribuisce molto peso alla rarità, perciò la loro utilizzazione suscita spesso dubbi e discussioni; l'inclusione nella Lista rossa di una specie dovrebbe avvenire in base anche ad altri criteri. La stabilità delle popolazioni, oppure l'adattamento ai cambiamenti dell'ambiente, che assicurano la sopravvivenza a lungo termine, sono aspetti importanti quanto la rarità. Malgrado i suoi limiti, la rarità può comunque dare informazioni utili alla valutazione.

Carattere naturale. Questo concetto si riferisce ad uno "stato naturale" spesso difficile da definire, soprattutto nell'Europa centrale dove l'ambiente subisce da migliaia di anni l'influsso antropico. A seconda degli effetti più o meno incisivi dell'industrializzazione, gli ecosistemi^G influenzati dall'uomo vengono ordinati in una scala di maggiore o minore "carattere naturale" (ELLENBERG 1963); oppure vengono suddivisi in categorie corrispondenti all'intensità dell'influsso antropico ("Hemerobiegrad", BLUME & SUKOPP 1976). Anche i prati, con la loro intensità di gestione differenziata, possono venire ordinati secondo i diversi gradi del loro carattere naturale. I prati magri e quelli abbandonati sono, dopo le aree originariamente senza foresta, gli ecosistemi pratici con il più alto grado di carattere naturale.

Area. Se si utilizza questa grandezza per la valutazione, è allora necessario considerarne diversi aspetti (USHER 1994). Esiste ad esempio un'area minima, al di sotto della quale la popolazione di una determinata specie non può sopravvivere? Purtroppo questi problemi sono po-

co studiati. Nella pratica della protezione della natura si cerca di stimare quest'area minima almeno per le popolazioni da proteggere. Si tratta comunque di dati che variano da specie a specie, poiché dipendono dalle esigenze di ciascuna. Generalmente le informazioni mancano completamente anche per le specie da proteggere (SCHMID & MATTHIES 1994).

Rappresentanza. Si intende con questo la frequenza relativa delle singole comunità o specie, rispetto alle altre comunità o specie presenti in una determinata regione. Un certo tipo di vegetazione può ad esempio ricorrere in poche o in molte superfici, essere cioè male, rispettivamente ben rappresentato. La rappresentanza può essere perciò determinata solo dopo il confronto dei rilevamenti nella regione considerata. A partire dai dati del nostro progetto è stata derivata la distribuzione dei diversi tipi di vegetazione dei prati gestiti e di quelli abbandonati, determinando così la loro rappresentanza (cap. II/3.2.2). Un'analoga elaborazione dei dati zoologici non è possibile a causa del numero troppo esiguo di superfici studiate.

Formazione tipica. Indica la forma tipica delle comunità caratteristiche di una determinata regione, oppure le specie caratteristiche di una determinata comunità. La valutazione di un prato con l'impiego di questo criterio considera, ad esempio, la presenza degli invertebrati e delle piante caratteristiche dei prati della regione relativa (cap. I/2). Esiste una certa contraddizione tra il criterio della rarità e quello della forma tipica: il primo privilegia infatti le specie straordinarie (rare o molto rare), il secondo invece mette l'accento sulle specie regolarmente ricorrenti (USHER 1994, PLACHTER 1991). Tutti e due assumono tuttavia un certo ruolo nel processo di valutazione delle superfici.

3.2 VALUTAZIONE DELLE SUPERFICI DI STUDIO E DELLE UNITÀ DI VEGETAZIONE

La scelta del criterio influenza fortemente la valutazione delle singole superfici, comunità o ambienti. In questo capitolo presentiamo l'utilizzazione di diversi criteri, procedendo alla valutazione dapprima delle superfici campione del programma-base^G sulla base anche dei dati zoologici (cap. I/2.2), in seguito dei diversi tipi di vegetazione degli ambienti prati gestiti e prati abbandonati (cap. I/2.1).

3.2.1 Località e superfici di studio

Diversità di specie. Analizzando le superfici campione sulla base del numero di specie rilevato per ognuna, si ottiene un ordine diverso delle stesse, a seconda del gruppo di organismi considerato (tab. 1). Gli **aracnidi**, i **carabidi** e gli **ortotteri** sono presenti con un maggior numero di specie nelle stesse superfici, cioè in quelle del Monte San Giorgio (FOBR e DOBR, abbreviazione vedi appendice B), nonché nel prato magro e in quello abbandonato della Valle Morobbia (MEMA e MEBR). Le superfici del Monte San Giorgio si sono rivelate essere le più ricche, un buon numero di specie è stato censito anche nelle superfici a gestione agricola estensiva del Monte Generoso (PRWE e PRMA). Gli **eterotteri** invece hanno fatto registrare un ordine completamente diverso; infatti il maggior numero di specie è stato censito nei prati gestiti della Valle di Blenio e della Valle Morobbia. Le superfici di studio delle Centovalli si sono rivelate più povere di specie per tutti i gruppi di invertebrati considerati (LIBO; PAMA; PABR; PAFE). La ricchezza di specie **vegetali** è stata maggiore nei prati gestiti; il numero maggiore di specie lo si è avuto nelle superfici della Valle di Blenio e in quelle delle Centovalli. Per quanto riguarda le specie vegetali, la più grande diversità si è avuta nel prato abbandonato di Brinzosca (BRBR) nella Valle di Blenio, che consideriamo però un'eccezione in quanto non segue lo schema generale della successione secondaria^G (diminuzione di specie in conseguenza dell'abbandono). Anche il confronto delle posizioni medie tra gruppi faunistici e

vegetali, indica grandi differenze. Infatti nei prati abbandonati del Monte San Giorgio e della Valle Morobbia, nonché nel prato magro di quest'ultima, in media sono state censite il numero maggiore di specie dei gruppi faunistici studiati. Al contrario il numero di specie vegetali è stato più alto nei prati a gestione agricola.

Tab. 1. Ordine delle superfici di studio secondo il numero decrescente di specie presenti dei diversi gruppi di organismi considerati. Le superfici di studio con medesimo rango sono segnate con una linea; le abbreviazioni dei nomi assegnati alle superfici sono spiegati nella tabella dell'appendice B; i prati abbandonati sono in corsivo.

rango	ara- cnidi	cara- bidi	ortot- teri	lepidot- teri diurni	eterot- teri	diplo- podi	inverte- brati	piante vasco- lari
1	<i>FOBR</i>	MEFE	<i>FOBR</i>	<i>BRBR</i>	MEFE	<i>MEBR</i>	<i>FOBR</i>	<i>BRB</i>
2	<i>DOBR</i>	<i>FOBR</i>	<i>DOBR</i>	<i>FOBR</i>	NEFE	<i>POBR</i>	<i>MEBR</i>	PRMA
3	PRMA	PRMA	<i>MEBR</i>	NEFE	MEMA	PRMA	MEMA	NEMA
4	NEMA	MEMA	<i>BRBR</i>	<i>MEBR</i>	NEMA	MEMA	<i>DOBR</i>	NEFE
5	<i>MEBR</i>	<i>POBR</i>	BRMA	PRMA	BRMA	<i>FOBR</i>	PRMA	MEMA
6	PRWE	<i>MEBR</i>	PRWE	MEMA	<i>MEBR</i>	PRWE	MEFE	VAMA
7	MEMA	PRWE	MEMA	<i>LIBO</i>	<i>FOBR</i>	NEMA	<i>POBR</i>	BRMA
8	<i>POBR</i>	NEMA	<i>LIBO</i>	BRMA	VAMA	NEFE	PRWE	PAMA
9	<i>BRBR</i>	<i>DOBR</i>	<i>POBR</i>	<i>DOBR</i>	<i>POBR</i>	MEFE	NEFE	MEFE
10	MEFE	NEFE	NEMA	PRWE	<i>LIBO</i>	<i>DOBR</i>	NEMA	<i>LIBO</i>
11	BRMA	VAMA	PAMA	PAMA	PRWE		<i>LIBO</i>	PRWE
12	VAMA	<i>PABR</i>	MEFE	VAMA	PRMA		VAMA	<i>MEBR</i>
13	NEFE	PAFE	VAMA	MEFE	<i>DOBR</i>			<i>FOBR</i>
14	<i>PABR</i>	PAMA	NEFE	<i>POBR</i>				PAFE
15	<i>LIBO</i>	<i>BRBR</i>	PAFE	PAFE				<i>PABR</i>
16	PAMA	<i>LIBO</i>	<i>PABR</i>	<i>PABR</i>				<i>DOBR</i>
17	PAFE	BRMA	PRMA	NEMA				<i>POBR</i>

L'estensione della superficie campione generalmente influenza il numero delle specie presenti. Nel nostro progetto non abbiamo tuttavia potuto trovare nessuna relazione tra numero di specie e area delle superfici campione. La più piccola delle nostre superfici di studio aveva un'area di 900 m², sufficiente quindi per evitare influenze sul numero di specie degli invertebrati, considerati nello studio.

Rarità delle specie. Ordinando le superfici di studio secondo le specie dei carabidi, degli ortotteri, dei lepidotteri diurni e dei vegetali inclusi nelle rispettive Liste rosse (BUWAL 1994, LANDOLT 1991), si ottiene un ordine in cui le prime posizioni sono ancora occupate dalle superfici del Monte San Giorgio. Ad eccezione della superficie abbandonata di Palagnedra, in tutte quelle abbandonate delle altre località è stato censito un maggior numero di invertebrati rari o in pericolo di estinzione, rispetto a quello dei prati magri e dei prati concimati magri. Questa tendenza è stata evidenziata soprattutto dai lepidotteri diurni, in misura minore dagli ortotteri. Per le piante il numero di specie della Lista rossa non è stato diverso tra i diversi ambienti considerati dallo studio.

Valutazione delle regioni di studio secondo la fauna caratteristica di ognuna. Grazie ai dati faunistici raccolti, è stata elaborata anche una valutazione delle diverse regioni del Ticino toccate dalle nostre ricerche. Questa valutazione si basa sulla percentuale delle specie rilevate unicamente in una regione (tab. 2). Anche in questo caso per gli aracnidi e gli ortotteri si evidenzia la particolarità delle superfici del Monte San Giorgio, con il 17%, rispettivamente il 14% di specie presenti esclusivamente sul Monte. Le specie regionali caratteristiche dei carabidi e dei diplopodi sono maggiormente presenti sul Monte Generoso e nella Valle Morobbia, quelle degli eterotteri e dei lepidotteri diurni nella Valle di Blenio, sul Monte Generoso, rispettivamente nelle Centovalli. Per gli altri gruppi di invertebrati le Centovalli si sono rilevate povere di fauna caratteristica regionale.

Tab. 2. Percentuale delle specie dei gruppi di invertebrati considerati presenti esclusivamente nelle rispettive regioni.

	Monte San Giorgio	Monte Generoso	Valle di Blenio	Valle Morobbia	Centovalli
aracnidi	17%	6%	7%	4%	6%
carabidi	8%	10%	6%	8%	0
ortotteri	14%	3%	3%	6%	3%
lepidotteri diurni	0	0	10%	3%	9%
diplopodi	6%	12%	6%	12%	—
eterotteri	4%	9%	13%	3%	6%

3.2.2 Vegetazione dei prati gestiti e dei prati abbandonati

Diversità di specie. I prati gestiti e i prati abbandonati, come già dimostrato nel caso di poche località di studio, si differenziano nettamente nel numero di specie vegetali presenti (superfici campione di 25 m²). Nei prati abbandonati è stato censito un numero totale maggiore di specie, rispetto ai prati magri; il numero di specie per singola superficie campione è stato però generalmente maggiore nei prati gestiti, rispetto ai singoli rilevamenti dei prati abbandonati. Ciò è da ricondurre al fatto che molte specie rilevate nei prati abbandonati, erano presenti in un numero minimo di superfici campione. Le quattro unità di vegetazione dei prati, definite nel capitolo I/2.1, non si distinguono nel numero di specie, anche se i tipi di prato di ciascuna unità differiscono tra di loro (tipo 1-11, tab. 3). La valutazione di un prato secondo il criterio della diversità di specie può dunque essere indipendente dall'appartenenza ad una delle quattro unità principali di vegetazione. I prati abbandonati denotano una grande differenziazione per quanto riguarda il numero di specie (tab. 4). Le due sottounità dei prati abbandonati 1 e 2, tipiche del Ticino settentrionale, hanno fatto registrare il maggior numero di specie per superficie rilevata. Le superfici di tipo 11, con vegetazione dominata principalmente dalla *Molinia arundinacea* e dal *Pteridium aquilinum*, sono al contrario le più povere. Nel capitolo I/5.3 è stato evidenziato come il grado di copertura^G di queste specie sia inversamente proporzionale al numero di specie presenti nelle superfici campione. Nella valutazione si deve inoltre tenere conto della diminuzione della diversità con l'aumento dell'età di abbandono dei prati (cap. I/5); questo fenomeno è meno evidenziato nelle superfici secche del Ticino settentrionale. Il numero di specie presenti nelle superfici studiate non ha fatto registrare nessuna dipendenza dal grado di cespugliamento delle stesse. Una leggera dipendenza si è notata rispetto alla chimica del suolo, in quanto il suolo dei prati abbandonati con più di 40 specie vegetali ha una reazione da neutrale fino a leggermente basica.

Rarità. Considerando le specie della Lista rossa (categorie di pericolo minacciate, rare, appariscenti) quale criterio di valutazione, come già detto, non si riscontrano differenze tra gli ambienti prati gestiti e prati abbandonati. La probabilità di trovare una specie della Lista rossa in una superficie di 25 m² è solo leggermente più alta nei prati gestiti. I prati abbandonati del

Monte San Giorgio (tipo 10), valutati con questo criterio, risaltano in modo particolare rispetto a tutti i prati studiati. Tra i prati abbandonati i tipi 7 e 8, che includono principalmente le superfici del Mendrisiotto, hanno inoltre fatto registrare il numero maggiore di specie della Lista rossa. Questo criterio permette una migliore valutazione di alcuni tipi di prato magro (prati secchi del Ticino meridionale 3, prati e pascoli magri su suoli acidi 7 e 8). In generale nei prati gestiti con maggior accumulo di sostanze nutritive cresce un numero minore di specie della Lista rossa.

A differenza dei prati a gestione regolare, per i quali le unità più ricche di specie fanno pure registrare un numero maggiore di specie della Lista rossa, questi due criteri non sono correlati nel caso dei prati abbandonati. Non esiste neanche una relazione tra età di abbandono e ricorrenza di specie meritevoli di protezione.

Un altro tipo di rarità concerne le formazioni della vegetazione meno diffuse in una regione. Le tabelle 3 e 4 illustrano la distribuzione percentuale dei diversi tipi di prato gestito e prato abbandonato nelle regioni studiate del Ticino, nonché la loro distribuzione nelle tre regioni biogeografiche definite (cap. I/2.1). I prati abbandonati del Monte San Giorgio (tipo 10) e quelli secchi abbandonati del Ticino settentrionale (tipo 3), così come i prati e pascoli magri secchi su suoli acidi della regione delle Prealpi insubrico-piemontesi (tipo 7), possono in questo senso essere ritenute **formazioni vegetali rare**. La rarità dei tipi di prato 8, 10 e 11 è invece determinata dal numero minimo di prati esposti a nord considerati dallo studio, ha quindi origine metodologiche.

Rappresentanza. La valutazione positiva di una buona rappresentanza di una formazione vegetale, assegna un valore più alto alla vegetazione caratteristica di una regione. Nel nostro caso la più alta diffusione l'ha fatta registrare il tipo 2 di prato gestito nella regione delle Prealpi insubrico-piemontesi (tab. 3). Per le Alpi interne sono rappresentativi sia i prati magri, sia quelli concimati magri e secchi (tipi 1 e 4). Analogamente i prati abbandonati di tipo 2 possono essere considerati caratteristici del Ticino settentrionale, il tipo 7 invece del Ticino meridionale. Nelle Prealpi insubrico-piemontesi sono largamente diffusi diversi tipi di prato abbandonato.

Tipicità delle formazioni vegetali. Una valutazione degli 11 tipi di prato e dei 13 tipi di prato abbandonato, sulla base della composizione tipica delle specie, non è stata possibile; in effetti quest'ultima è stata descritta per la prima volta nel capitolo I/2.1. Sarebbe possibile una valutazione dei singoli casi; sarebbe però anche possibile utilizzare, come base di valutazione, la presenza delle specie tipiche per il Ticino. Un'elaborazione con questo criterio pone in primo piano, secondo le aspettative e analogamente al gradiente biogeografico, i prati gestiti (tipo 3 e 6) e i prati abbandonati (tipo 7, 8, 9 e 10) del Ticino meridionale. Al secondo posto troviamo i prati gestiti e abbandonati delle Prealpi insubrico-piemontesi, seguiti da tutte le altre superfici.

Tab. 3. e 4. Distribuzione degli 11 tipi di prato gestito e dei 13 tipi di prato abbandonato nell'area di studio, nonché ricchezza di specie, presenza di specie della Lista rossa e di specie che nel Ticino ricorrono unicamente o con maggior frequenza nel rispettivo tipo (tab. 6, cap. I/2.1). Distribuzione percentuale dei tipi nei quadrati di 1 km², in cui sono stati rilevati, rispetto al totale di quadrati rilevati.

tipo di prato gestito	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
distribuzione nell'area di studio	25%	33%	6%	12%	12%	8%	6%	4%	15%	2%	4%
Alpi interne	19%	8%		12%	2%				2%		
Prealpi insubrico-piemontesi	4%	23%			4%		6%	4%	9%	2%	4%
Prealpi calcaree sudorientali	2%	2%	6%		6%	8%			4%		
numero medio di specie	44	39	51	37	43	46	43	45	34	47	31
specie della Lista rossa											
totale per tipo di prato gestito	10	7	7	2	0	3	5	5	0	20	
in media per rilevamento	0.9	0.5	2.6	0.4	0.3	0.8	1.6	2.3	0	0.4	0
specie presenti soprattutto nel Ticino (in almeno il 20% dei rilevamenti per tipo di prato)	5	7	8	2	4	8	5	3	5	2	1

tipo di prato abbandonato	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
distribuzione nell'area di studio	6%	23%	9%	15%	19%	25%	17%	8%	15%	2%	36%	23%	8%
Alpi interne	6%	17%				4%		2%	4%			4%	
Prealpi insubrico-piemontesi		6%	9%	13%	19%	18%		4%	6%		29%	16%	6%
Prealpi calcaree sudorientali				2%		2%	17%	2%	6%	2%	6%	2%	
numero medio di specie	36	38	30	34	30	32	34	29	23	26	16	17	21
specie della Lista rossa													
totale per tipo di pr. abbandonato	4	6	2	3	3	3	2	9	5	18	4	0	5
in media per rilevamento	0.5	0.5	0.4	0.2	0.2	0.3	1.9	1.1	0.2	5.7	0.1	0	0.9
numero di specie secondo tab. I/8	22	16	8	9	8	9	21	11	6	31	9	4	8
specie presenti soprattutto nei prati gestiti del Ticino	6	6	7	7	7	7	13	10	10	8	4	5	4

3.3 ESEMPIO DI UTILIZZAZIONE DEL SISTEMA A PREMI

Nel Ticino, per valutare la possibilità di protezione dei prati magri nell'ambito della strategia dei pagamenti diretti (cap. II/1), viene utilizzato il criterio della rappresentanza. Per le unità di vegetazione più rare (secondo l'IPS del 1987) il contadino riceve un premio di gestione vincolata, che varia a seconda del grado di rarità. Un altro criterio usato è la presenza nelle vicinanze di altri prati magri, che permette di valutare maggiormente un complesso di prati e con ciò la loro importanza nel reticolo ecologico territoriale. Margini boschivi a struttura differenziata, zone umide, manufatti in pietre (a secco), zone rocciose, inclusi nei prati ottengono inoltre premi supplementari; anche la presenza di specie vegetali rare viene ulteriormente premiata.

Un premio, non riconosciuto neanche dagli altri cantoni, potrebbe venire attribuito per la presenza di specie animali particolari. Nella maggior parte dei casi ci si limita alla considerazione della ricchezza floristica, poiché è più semplice da determinare e credendola indicatrice anche di quella faunistica. I risultati del nostro progetto hanno tuttavia dimostrato che questo è vero solo in parte; in alcuni casi risulta vero proprio il contrario (tab. 1, cap. II/3.2). Per questo motivo il Piano di gestione dei prati abbandonati già cespugliati del Monte San Giorgio è stato elaborato tenendo conto anche degli aspetti faunistici (MASPOLI 1993, STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993, LÖRTSCHER *et al.* 1994).

Un altro possibile ampliamento del sistema dei premi riguarda l'aspetto del reticolo ecologico. Non solo i margini boschivi ben strutturati, le zone umide, i corsi d'acqua o le strutture interne ai prati sono molto importanti, ma anche le aree ricche di fiori (siepi di rovi, prati grassi umidi, ecc.) oppure le superfici non gestite (prati abbandonati, superfici ruderali, ecc.) presenti nelle vicinanze dei prati magri sono di grande importanza per molte specie di invertebrati (cap. I/6, I/8). Accanto alla strutturazione spaziale del territorio, gioca un ruolo determinante anche la gestione a tappe successive delle superfici. Le specie animali più mobili possono infatti evitare l'incidenza degli interventi di gestione occupando temporaneamente altri settori, meno disturbati, del paesaggio rurale (cap. I/8). Questo aspetto dovrebbe pure essere considerato nel sistema di attribuzione dei premi per la gestione ecologica dei prati magri.

3.4 CONCLUSIONI

La valutazione aiuta nella scelta delle superfici in vista della salvaguardia delle specie, degli ambienti o dei comparti paesaggistici; viene spesso utilizzata anche come base per la protezione di superfici e per il calcolo dei costi di gestione (ad esempio pagamenti diretti ai contadini, interventi di gestione, ecc.). Gli obiettivi di protezione non possono essere raggiunti contemporaneamente per tutti gli organismi di una stessa superficie, a causa delle differenti esigenze di ognuno (cap. II/3.2.1). Si rende perciò necessaria la valutazione secondo singoli criteri per poter stabilire le priorità.

Gli ambienti prato gestito e prato abbandonato hanno fatto registrare valutazioni molto diverse tra loro dal punto di vista botanico o zoologico. I prati abbandonati, per quanto riguarda la vegetazione, sono caratterizzati dalla mancanza delle specie tipiche dei prati gestiti e dalla vasta copertura di poche specie. Le comunità di invertebrati dei prati abbandonati sono invece risultate essere tipiche; per molte specie di invertebrati la struttura e il microclima di questi ambienti si sono così rivelati di vitale importanza. Nei prati abbandonati si sono in particolare riscontrati un grande numero di aracnidi e di ortotteri, ma meno specie vegetali (cap. I/2, I/6). In generale i nostri risultati dimostrano che una valutazione fondata unicamente sui dati botanici, non sempre permette di individuare le superfici di grande valore zoologico. La mancanza di concordanza tra l'importanza botanica e zoologica degli ambienti è stata tra l'altro sottolineata anche da SCHLUMPRECHT & VÖLKL (1992).

Nell'ambito della conservazione delle comunità tipiche di specie dei prati gestiti e di quelli abbandonati del Ticino dovrebbero essere tenute in considerazione le differenze regionali. Per

la vegetazione della fascia montana si devono distinguere almeno le tre regioni biogeografiche definite (cap. I/2.1). Anche per la composizione delle comunità degli invertebrati, in particolare per gli eterotteri, si sono riscontrate influenze geografiche. Dai risultati generali dello studio dei diversi gruppi di invertebrati risulta però prioritaria la salvaguardia, accanto a quella dei prati magri, anche di determinati stadi della successione secondaria nelle diverse regioni. Purtroppo in questo campo manca totalmente l'esperienza circa le misure e gli interventi di gestione adatti; sono perciò necessarie ulteriori sperimentazioni a lungo termine nei prati abbandonati.

A proposito della valutazione delle superfici di studio del progetto, ricordiamo che sono superfici di grande valore per la loro ricchezza biologica e che tutte sarebbero meritevoli di protezione. Molte superfici paragonabili sono scomparse a causa dei cambiamenti socio-economici avvenuti nelle regioni di montagna del Ticino (cap. I/1). Tutti i prati gestiti, ricchi di specie e i prati abbandonati, non ancora completamente cespugliati, sono oggi di grande interesse per la salvaguardia della biodiversità, soprattutto considerando la situazione dell'agricoltura e con il pericolo costante di un aumento della copertura forestale del territorio.

4 METODI DI GESTIONE E DI CURA

La scelta dei metodi di gestione per la conservazione dei prati magri, della loro flora e della loro fauna, deve essere orientata secondo gli obiettivi da raggiungere. Presentiamo qui i diversi metodi con le rispettive applicazioni, basandoci prevalentemente sui lavori già pubblicati e anche sui risultati delle nostre ricerche.

Esistono finora pochi studi scientifici sugli effetti a lungo termine delle misure di cura nelle comunità di specie animali e vegetali. Il materiale disponibile proviene per la maggior parte dall'esperienza pratica (BUTT 1986, BRIEMLE *et al.* 1987, 1991, MAERTENS *et al.* 1990, KIRBY 1992), che però spesso si basa su determinate idee della natura e supposizioni non verificate. In futuro sarà perciò necessario prevedere un maggior numero di esperimenti per controllare gli effetti delle misure di gestione e di cura dei prati magri (cap. II/5).

4.1 SFALCIO

Le comunità di specie vegetali e animali dei prati magri, nel corso della storia secolare di questi ambienti, si sono ecologicamente adattate allo sfalcio, che nella maggior parte dei casi dovrebbe perciò essere la gestione più appropriata, per conservare la biodiversità dei prati magri.

Questo metodo di gestione agricola favorisce soprattutto le specie vegetali tolleranti lo stress, con vita corta o lunga, perenni, basse, le cui foglie possono in parte sfuggire allo sfalcio (rosette) e i cui frutti maturano rapidamente e possono velocemente colonizzare gli spazi liberi da vegetazione (KEEL 1995). Altre specie, come ad esempio il *Colchicum autumnale*, non subiscono influssi negativi, grazie alla fioritura e alla maturazione dei frutti anticipata o posticipata rispetto al periodo della fienagione. Le piante con organi riproduttivi vegetativi e generativi sopra la superficie del terreno, vengono al contrario eliminate dallo sfalcio. L'allontanamento del fieno evita l'accumularsi dello strame, che causerebbe un cambiamento delle condizioni stazionali^G e della composizione della vegetazione (cap. I/2.1). Dal punto di vista ecologico lo sfalcio rappresenta una variazione della struttura e una sottrazione di sostanze nutritive. Particolarmente efficace, per quanto riguarda l'eliminazione di sostanze nutritive, risulta essere lo sfalcio nel mezzo del periodo vegetativo, quando la maggior parte di queste si trova nella biomassa^G al di fuori del suolo (parte aerea delle piante).

Gli ambienti praticati a gestione estensiva sono spesso compresi negli spazi vitali dei vertebrati: mammiferi, uccelli, e rettili. Il cervo e il capriolo ad esempio pascolano nei prati; parecchie specie di uccelli nidificano nei prati estensivi o si nutrono, così come i rettili, degli insetti che vi vivono. I vertebrati possono comunque evitare gli influssi dalla gestione estensiva, spostandosi se necessario in altre parti del loro spazio vitale. Per gli invertebrati, al contrario, lo sfalcio rappresenta un intervento drastico, che modifica completamente il loro ambiente (cap. I/8). Da una parte varia sostanzialmente la struttura e con essa il microclima; dall'altra scompaiono, per un certo tempo, tutte le fonti di cibo delle specie che si nutrono di fiori, frutti, semi o foglie. Dopo lo sfalcio alcune specie di invertebrati possono spostarsi in superfici adiacenti non falciate (cap. I/8.5). Il mosaico di prati falciati e prati non ancora falciati assicura una ricchezza di strutture diverse di fondamentale importanza per la fauna invertebrata (KIRBY 1992).

Metodi di sfalcio. Per la gestione dei prati magri MAERTENS *et al.* (1990) consigliano l'uso della falciatrice a barra, che raramente rovina la cortina e offre le maggiori probabilità di sopravvivenza ai piccoli animali. Nel Ticino, oltre alla falciatrice a barra, gioca ancora un certo ruolo la falce. Sempre più spesso la gestione dei prati magri, dove non esiste interesse agri-

colo, viene effettuata con il decespugliatore, il cui influsso sulle specie vegetali e animali finora non è mai stato studiato.

Per conservare la composizione della vegetazione lo sfalcio non dovrebbe rovinare la cotica e permettere la rigenerazione delle piante, il più rapidamente possibile. La rottura della cotica del prato potrebbe influenzare la composizione delle specie, permettendo la colonizzazione da parte di vegetali prima assenti. Secondo BRIEMLE & ELLENBERG (1994) l'altezza appropriata dello sfalcio sarebbe di circa sette cm; secondo MAERTENS *et al.* (1990) di 8-14 cm.

Date dello sfalcio. Secondo l'ordinanza federale per i contributi ecologici²¹, i prati estensivi, per i quali la Confederazione riconosce i pagamenti diretti, devono essere falciati dopo il 15 di giugno. I cantoni possono, in casi particolari, permettere di anticipare lo sfalcio di 15 giorni. Nel Ticino i prati magri, sottoposti a contratto volontario di gestione vincolata, possono essere falciati dopo il 1° di luglio sotto i 700 m, dopo il 15 di luglio quelli tra i 700 e i 1000 m e dopo l'inizio di agosto quelli sopra i 1000 m d'altitudine²².

Al momento dello sfalcio la maggior parte delle specie vegetali dei prati magri dovrebbe già essere abbastanza sviluppata da portare semi maturi, in modo da assicurare la loro sopravvivenza. La maturazione e lo sviluppo completo dei semi è fondamentale soprattutto per la sopravvivenza delle specie annuali, ad esempio il *Rhinanthus alectorolophus*, che devono germinare ogni anno dai semi dell'anno precedente, oppure di quelli di anni precedenti, presenti nel terreno. Nel caso del *Rhinanthus alectorolophus*, ZOPFI (1993a, 1993b) ha potuto stabilire l'esistenza di diversi tipi ecologici, la cui presenza viene determinata principalmente dal tipo di gestione che, con grande probabilità, li ha pure differenziati geneticamente. Nei prati magri falciati un sola volta all'anno ad esempio cresce il tipo "*Mesobromion*" (ZOPFI 1993a, 1993b). L'esistenza dei prati magri non è necessaria per la conservazione del *Rhinanthus alectorolophus*, poiché cresce anche in altre associazioni vegetali; i prati magri sono però necessari per la sopravvivenza del tipo ecologico "*Mesobromion*" e quindi per il mantenimento della diversità genetica della specie.

Non tutte le specie chiudono il loro ciclo di sviluppo all'inizio dell'estate, risulta perciò impossibile stabilire una data di sfalcio ideale per tutte; alla stessa conclusione si arriva anche considerando le specie di invertebrati. Ogni data di fienagione ha influsso positivo o negativo per certe specie vegetali o animali (MAERTENS *et al.* 1990). Uno sfalcio tardivo è generalmente raccomandato per non sfavorire troppo gli invertebrati (BLAB 1986, KIRBY 1992). È perciò auspicabile proporre date flessibili e in particolare favorire lo sfalcio frazionato nel tempo di superfici adiacenti. Ciò può permettere a molti invertebrati di evitare le conseguenze negative dello sfalcio, spostandosi in prati non falciati o in altri dove la vegetazione è già ricresciuta.

Di grande interesse per la protezione della natura è la differenza tra lo sfalcio estivo (giugno o luglio) e quello autunnale. Nei prati magri del Randen di Sciaffusa ad esempio il *Brachypodium pinnatum* ha reagito negativamente allo sfalcio precoce, tra la metà di giugno e la metà di luglio, ma positivamente a quello più tardivo autunnale (KEEL 1995). Il prato abbandonato dominato da *Brachypodium pinnatum* del nostro studio, falciato in luglio, non ha fatto registrare le stesse reazioni (cap. I/7.2). Uno sfalcio più tardivo, in ottobre, favorisce parecchie specie vegetali (KEEL 1995) e può perciò giocare un ruolo importante nella gestione dei prati magri (LANGENAUER 1991).

4.2 PASCOLO

I contratti volontari di gestione vincolata, stipulati finora nel Ticino, escludono il pascolo primaverile; permettono tuttavia, a seconda dei casi e a condizione di effettuare uno sfalcio di

21 Ordinanza sui contributi per prestazioni ecologiche nell'agricoltura del 26 aprile 1993, art. 8: nella zona campicola, in quella intermedia e in quella prealpina collinare lo sfalcio è permesso dopo il 15 giugno; nella zona di montagna I e II dopo il 1° di luglio; nella zona di montagna III e IV dopo il 15 di luglio.

22 "Contributi per la gestione dei prati secchi ai sensi della Legge federale sulla protezione della natura e del paesaggio e del Decreto legislativo sulla protezione delle bellezze naturali e del paesaggio" (Ufficio protezione della natura, Bellinzona).

pulitura in autunno, quello estivo estensivo e quello autunnale (al massimo 0.2 Unità di bestiame grosso per ettaro). Il pascolo permesso è d'altra parte sempre stato praticato dall'agricoltura tradizionale^G ed ha contribuito, con lo sfalcio, allo sviluppo dei prati magri.

Descrizioni dettagliate degli effetti del pascolo sulla vegetazione e sulla fauna sono state effettuate principalmente nella Germania meridionale e in Gran Bretagna, dove esistono vaste superfici di prati magri calcicoli (BUTT 1986, MAERTENS *et al.* 1990, KIRBY 1992, BLAB 1993, DOLEK 1994). Il pascolo con pecore viene ritenuto ideale dalla maggior parte degli autori per la gestione di questi prati, soprattutto considerando che ha probabilmente contribuito al loro sviluppo e che è ancora oggi facilmente praticabile con costi contenuti. Riassumiamo quindi brevemente i principali effetti positivi e negativi del pascolo, nonché le informazioni circa il numero di animali, l'intensità e il periodo del pascolo, basandoci sulla letteratura specifica.

Il pascolo, al contrario dello sfalcio che interessa tutte le specie vegetali di un prato alla stessa altezza e nello stesso momento, agisce in modo selettivo (MAERTENS *et al.* 1990). Specialmente se estensivo sviluppa una strutturazione maggiore e differenziata dell'ambiente, che risulta particolarmente favorevole per gli invertebrati (KIRBY 1992). I diversi animali domestici pascolano scegliendo le piante preferite e influiscono quindi in modo diverso sulla vegetazione e sulla struttura della superficie. L'intensità del pascolo è perciò molto importante proprio in considerazione del suo carattere selettivo: se è troppo estensivo favorisce la propagazione delle "malerbe" e l'insediamento delle piante legnose (cespugli, alberi), se invece è troppo intensivo rovina la cotica, provocando l'erosione del terreno (MAERTENS *et al.* 1990). La selettività e il calpestio degli animali possono influire negativamente sulla diversità della vegetazione. Gli effetti negativi della selettività possono venire ridotti con un'adeguata intensità del pascolo (numero di capi e durata), nonché con la combinazione con uno sfalcio di cura. I problemi di erosione sono maggiori dove il terreno ha una certa pendenza; la morfologia dello stesso deve perciò essere tenuta in considerazione quando si determina l'intensità del pascolo adatta ad una superficie. La selettività del pascolo di alcune specie domestiche può venire sfruttata per raggiungere particolari obiettivi di protezione e di gestione (STAMPFLI *et al.* 1994). Molti studi mettono in evidenza l'influsso positivo di intensità diverse di pascolo per specie animali diverse (DOLEK 1994, MAERTENS *et al.* 1990, KIRBY 1992, BUTT 1986).

Come accade nel caso dello sfalcio, anche con il pascolo vengono sottratte al suolo le sostanze nutritive, che vengono però poi, almeno in parte, rimesse a disposizione della vegetazione, in forma più facilmente assimilabile, tramite il letame lasciato dagli animali. Le sostanze nutritive vengono quindi eliminate dal terreno solo quando gli animali non possono riposare e ruminare al pascolo. Secondo MAERTENS *et al.* (1990) un gregge di circa 100 pecore produce ad esempio un apporto di azoto pari a circa 2.5 kg N in una notte.

Ovini. Le esperienze maggiori sono state fatte finora con il pascolo delle pecore (HÄNI 1994, HEDINGER 1983, MAERTENS *et al.* 1990, KIRBY 1992, DOLEK 1994). Nel Ticino l'allevamento delle stesche ha sempre avuto importanza nell'agricoltura tradizionale di montagna (cap. I/1.1); già prima del 1800 infatti veniva alpeggiato un numero doppio di pecore o capre, rispetto al numero di mucche (MATHIEU 1992). Durante gli ultimi anni abbiamo potuto osservare spesso il pascolo con pecore, di breve durata ma intensivo, dei prati magri e di quelli abbandonati della Valle di Blenio. Le pecore vengono infatti sempre più allevate dai contadini a tempo parziale, proprio per mantenere pulite e aperte le superfici marginali. Il calpestio delle pecore, nel caso di pascolo controllato, non rovina la cotica; provoca però il consolidamento del suolo, che risulta negativo per le uova e le larve di molti invertebrati (HÄNI 1994). Secondo MAERTENS *et al.* (1990) le pecore possono anche essere utilizzate per eliminare certe specie vegetali non desiderate nell'ambito della gestione e per la cura dei biotopi particolari. Il pascolo intensivo ha comunque delle conseguenze negative sulle specie animali e vegetali e non deve perciò essere ammesso.

HEDINGER (1983) ha formulato, per il Giura svizzero nordoccidentale, le seguenti ipotesi di lavoro in merito al pascolo con pecore utilizzato quale cura delle superfici. Il periodo di pascolo deve essere ridotto per evitare che il calpestio provochi l'erosione del terreno e quindi danni. La selettività può essere diminuita con una densità alta di animali e con una sufficiente durata del pascolo (tanto a lungo da far mangiare anche le piante meno gradite). Gli animali non de-

vono essere ulteriormente nutriti per evitare il pericolo di una concimazione troppo massiccia. Recinti stretti orizzontalmente, ma lunghi verticalmente sul pendio, diminuiscono la selettività e i danni causati dalla formazione di sentieri. Il periodo del pascolo deve restare quello praticato nell'agricoltura tradizionale, tra metà luglio e metà agosto.

I risultati degli studi condotti nella Germania meridionale e nel Giura svizzero nordoccidentale non possono tuttavia venire direttamente riportati ai prati e pascoli magri del Ticino, poiché gli effetti sulle comunità degli organismi viventi variano a seconda delle condizioni stagionali e della razza di pecore. Le esperienze non possono perciò venire generalizzate per quanto riguarda il momento, la densità e la durata del pascolo (HEDINGER 1983, MAERTENS *et al.* 1990, KIRBY 1992, DOLEK 1994)

Bovini. L'utilizzazione dei bovini per la gestione dei prati magri non è stato finora studiato a lungo termine; non vengono però consigliati per scopi di protezione della natura (MAERTENS *et al.* 1990). Le razze moderne sono molto pesanti, di conseguenza gli effetti negativi del calpestio sono maggiori, soprattutto nei terreni ripidi, poco profondi. Il pascolo estensivo non offre un foraggio adatto alla produzione lattiera; entrano perciò in considerazione, in certe condizioni, l'allevamento di vitelli (vacche nutrici) e il pascolo con mucche giovani (manze) o in fase di asciutta. In questo caso sono da preferire le razze robuste, che utilizzano al meglio il foraggio di scarsa qualità (MAERTENS *et al.* 1990).

Caprini. Le capre mangiano di preferenza le parti verdi dei cespugli e degli alberi giovani danneggiandoli (MAERTENS *et al.* 1990); possono perciò essere utilizzate per frenarne la crescita. Non sono tuttavia adatte alla cura estensiva di vaste superfici con obiettivi di conservazione della composizione floristica, poiché sono molto selettive e necessitano di un certo controllo. Secondo RIEHL (1992), grazie al pascolo con capre, è possibile ridurre le graminacee dominanti, ad esempio il *Brachypodium pinnatum*, nonché lo strato di stame da esse prodotte.

Cavalli. Alcune osservazioni fatte nei prati di Melera (Valle Morobbia), vicino a quelli da noi studiati, ci permettono di sconsigliare il pascolo con cavalli come unica misura di gestione dei prati magri. Il peso e gli zoccoli provocano danni alla cotica dei prati, soprattutto su terreni ripidi.

Asini. Un breve esperimento di pascolo con sei asini nani sul Monte San Giorgio (agosto - settembre 1989) ha mostrato la loro preferenza per la *Molinia arundinacea*, graminacea dominante (VALSANGIACOMO & VISCONTI 1990). I risultati lasciano presupporre che la propagazione della *Molinia arundinacea* può essere così limitata, con un'influenza positiva sulla conservazione della diversità (STAMPFLI *et al.* 1992). Nell'ambito del piano di gestione del Monte San Giorgio sono in corso ulteriori esperimenti di pascolo con asini.

Altri animali. Da qualche anno le superfici estensive vengono pure pascolate con animali domestici di origini "esotiche", ad esempio il lama sudamericano o la mucca scozzese. I primi, grazie alle loro ridotte esigenze alimentari (la razione di foraggio di una mucca basta per sei lama), si adattano bene al foraggio scarso dei prati magri e non causano danni alla cotica (ANONYMUS 1994). Gli effetti di questi animali sull'ambiente e sulla biodiversità non sono però finora stati studiati scientificamente. Prima di procedere alla loro utilizzazione su larga scala sono dunque necessari esperimenti a lungo termine.

Antiche razze domestiche. Sono razze di animali domestici, ad esempio la mucca grigia dei Grigioni, oggi rare in Svizzera, che sono state sostituite da varietà più redditizie. Queste razze un tempo erano allevate e pascolate sui pascoli magri estensivi, si sono perciò ben adattate alla scarsa qualità del foraggio e alle difficili condizioni morfologiche del territorio. In certe condizioni il loro mantenimento risulta meno oneroso rispetto alle razze moderne. L'impiego di queste razze antiche per la conservazione dei pascoli magri potrebbe combinare, in modo ideale, gli obiettivi di protezione della natura con quelli di conservazione delle razze domestiche antiche.

4.3 CONCIMAZIONE

Gli effetti negativi dell'eutrofizzazione causata dall'azoto si rivelano nella regressione del numero di specie e nel cambiamento della vegetazione; si riscontra inoltre un sempre maggiore carico ambientale con conseguenze negative, tra l'altro, per l'aria, l'acqua, la foresta. Oggi si rende perciò necessaria una riduzione delle immissioni di ossidi di azoto e di ammonio (LEHN 1995); l'orientamento odierno dell'agricoltura, impegnata in una riduzione dell'uso di concimi minerali, segue queste sollecitazioni.

Nel Ticino la concimazione con letame fa parte dei metodi di gestione utilizzati dall'agricoltura tradizionale e ha contribuito allo sviluppo di comunità molto ricche (cap. I/4.3). Un divieto assoluto di concimazione sarebbe, in molte località, in contraddizione con la gestione agricola tradizionale. Senza una leggera concimazione inoltre la riserva di sostanze nutritive dei suoli più poveri potrebbe esaurirsi completamente, provocando a lungo termine una diminuzione del numero di specie vegetali (cap. I/4.3).

I risultati dei nostri esperimenti, effettuati in un periodo relativamente breve di sperimentazione, non permettono però di trarre conclusioni definitive circa le quantità accettabili dei diversi tipi di concime utilizzati. La risposta a queste domande necessita di ulteriori sperimentazioni; considerando l'aumento dell'apporto di azoto atmosferico non è infatti dimostrato che la composizione floristica dei prati tradizionali potrà essere conservata a lungo termine (cap. I/4.3).

In base alla nostra esperienza e considerando che l'apporto di azoto atmosferico sfugge ancora al controllo, consigliamo per quanto riguarda la concimazione quanto segue:

- qualsiasi utilizzazione, anche su piccola scala, di concimi minerali e di colaticcio deve essere evitata;
- la concimazione con piccole dosi di letame maturo, secondo i ritmi e le quantità usate nell'agricoltura tradizionale, può essere consentita. I suoi effetti sulla vegetazione devono però venire controllati scientificamente e a lungo termine.

4.4 FUOCO

Gli incendi spontanei hanno contribuito durante i secoli passati allo sviluppo delle associazioni prative estensive; siccome però si trattava di eventi isolati nel tempo, il loro effetto principale era l'apertura di radure nelle foreste. Il fuoco ha però anche avuto un certo ruolo nell'evoluzione dei prati magri; tradizionalmente veniva infatti usato per bruciare in primavera lo strato di stame dell'anno precedente depositato sui prati. Oggigiorno il suo impiego come misura di gestione e di cura è problematico, a causa della situazione giuridica.

L'incendio controllato è la misura più veloce e meno costosa per mantenere aperte le superfici prative (MAERTENS *et al.* 1990). I suoi effetti sulla vegetazione e sulla fauna vengono considerati in modo contraddittorio dalla letteratura specifica. È stato comunque dimostrato che l'incendio ripetuto provoca delle variazioni nella composizione floristica dei prati, favorendo le specie vegetali con rizomi, radici a fittone o stoloni sotterranei. Il *Brachypodium pinnatum* e la *Dactylis glomerata* vengono ad esempio favoriti, mentre il *Bromus erectus* subisce effetti negativi. Il fuoco non può perciò venire usato quale unica misura per conservare la composizione tipica della vegetazione dei prati (MAERTENS *et al.* 1990). Viene generalmente sconsigliato anche per la cura di superfici interessanti dal punto di vista zoologico, soprattutto poiché distrugge nascondigli e strutture adatte alla quiescenza invernale degli invertebrati (BUTT 1986, KIRBY 1992). Contro l'utilizzazione del fuoco controllato su piccole superfici (nell'ordine di grandezza di qualche ara) e a distanza di qualche anno non ci sono tuttavia, dal punto di vista della protezione delle specie, argomenti plausibili (W. Riess com. pers.).

Un incendio controllato può essere effettuato con diversi metodi; i fattori più importanti per il suo controllo sono la temperatura dell'aria, l'umidità dell'aria e del terreno, la forza e la direzione del vento (STAMPFLI *et al.* 1994). Da questi fattori dipendono pure gli effetti dell'incendio sulla vegetazione e sulla fauna, così come l'effetto di concimazione della cenere sui prati. Il cosiddetto fuoco caldo si sviluppa quando c'è dello stame secco, una bassa umidità e un'al-

ta temperatura dell'aria; tutto lo strato di stame viene in questo caso bruciato e il terreno denudato. Di conseguenza i suoi effetti sono relativamente marcati e dannosi per la vegetazione. Il fuoco chiamato freddo si ha invece quando lo strato superiore di stame è secco, ma quello inferiore è umido o bagnato. In questo caso brucia solo lo strato superiore di stame, mentre le parti inferiori della vegetazione restano protette (SCHIEFER 1982 cit. in MAERTENS *et al.* 1990). Parallelamente lo stesso succede per gli invertebrati: se il fuoco caldo non offre loro molte speranze di sopravvivenza, quello freddo al contrario non uccide tutti quelli che passano l'inverno nello strato di stame più vicino al terreno.

La sperimentazione a lungo termine, con osservazioni dettagliate della vegetazione e della fauna, permetterebbe una migliore conoscenza degli effetti del fuoco e sarebbe la premessa necessaria per un'utilizzazione generalizzata di questa misura di gestione e di cura (STAMPFLI *et al.* 1992, 1994).

4.5 ALTRI METODI DI GESTIONE

Triturazione. Questo tipo di gestione ("Mulchen") non prevede l'allontanamento della biomassa dal prato, che viene triturato e lasciata sul posto (MAERTENS *et al.* 1990). Secondo SCHIEFER (1981) i prati secchi possono essere conservati nella loro tipica forma grazie a questa tecnica (un intervento annuale a fine luglio-inizio agosto). Con questo tipo di gestione non avviene dunque l'eliminazione dalle superfici di sostanze nutritive, come invece succede con lo sfalcio. Se l'intervento viene effettuato all'inizio dell'anno, il materiale triturato si decompone già nello stesso anno e non si forma uno strato di stame, come invece succede in caso di cessazione della gestione. Secondo MAERTENS *et al.* (1990) la composizione floristica sostanzialmente non varia, ma il rapporto tra erbe^G e graminacee si sposta a favore delle seconde. Gli effetti sulla fauna sono gli stessi di quelli dello sfalcio; per gli invertebrati tuttavia possono essere ridotti, intervenendo il più tardi possibile nella stagione. La conservazione delle comunità di esseri viventi dei luoghi secchi della fascia montana^G potrebbe essere garantita con interventi biennali o triennali.

Eliminazione di stame in primavera. Questo tipo di gestione è stata sperimentata in un prato abbandonato, dominata dalla *Molinia arundinacea* del Monte San Giorgio (STAMPFLI 1992a, STAMPFLI *et al.* 1994). Si è potuto osservare che la densità dei germogli riproduttivi della *Molinia arundinacea* è aumentata. L'eliminazione primaverile dello strato di stame non è perciò una misura di gestione adeguata per i prati abbandonati invasi dalla *Molinia*.

Eliminazione di specie legnose. I diversi stadi della successione secondaria^G dei prati magri rappresentano ambienti di valore per la fauna invertebrata (cap. I/6). L'eliminazione periodica delle specie vegetali legnose invadenti potrebbe frenare il processo dinamico della successione, preservandone alcuni stadi intermedi. Nell'ambito del Piano di gestione del Monte San Giorgio questo tipo di misura, poco dispendiosa, è stata proposta e già praticata (STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993); non sono tuttavia ancora disponibili i risultati. WEBER (1993) ha potuto dimostrare nel Randen di Sciaffusa che è possibile conservare e favorire le specie dei prati magri (*Mesobromion*), eliminando i cespugli, soprattutto se le superfici non sono già completamente invase dai cespugli e i semi sono ancora presenti. Nell'impiego di questo metodo di gestione è necessario prestare attenzione alla crescita rigogliosa dei germogli dalle ceppaie, tipica di molte specie vegetali legnose.

4.6 CONCLUSIONI

Finora la gestione estensiva tradizionale dei prati magri, ricchi di specie, è sempre stata ritenuta la gestione più adeguata per una loro conservazione. Considerando l'aumento dell'apporto di sostanze dall'atmosfera, ciò deve però essere rimesso in discussione (cap. I/4.1). Durante la storia del loro sviluppo, i diversi prati magri non sono stati gestiti in modo identico.

Le date di sfalcio o l'intensità del pascolo, ad esempio, potevano variare sensibilmente di anno in anno; un certo grado di flessibilità della gestione ha probabilmente favorito lo svilupparsi di una maggiore diversità biologica dei prati magri.

Come illustrato in questo capitolo, non è possibile dare raccomandazioni generalizzate per la gestione dei prati e pascoli magri; perciò anche nel caso del Ticino è opportuno intraprendere una gestione più differenziata, che preveda l'impiego di diversi metodi di cura. È stato più volte sottolineato che la protezione di gruppi diversi di organismi, in alcuni casi addirittura di specie diverse di uno stesso gruppo sistematico, dipende direttamente da metodi di gestione differenti. Di conseguenza la scelta di una misura o di un metodo deve sempre basarsi su una formulazione dettagliata degli obiettivi da raggiungere. Il controllo scientifico è necessario soprattutto quando vengono utilizzati metodi finora poco studiati (ad esempio il pascolo con animali domestici "esotici"), così da correggere immediatamente sviluppi indesiderati e rendere ottimali le misure adottate (cap. II/5).

Lo sfalcio, pur permettendo di raggiungere in modo ottimale gli obiettivi, è una misura che richiede molto sforzo e quindi costosa; soprattutto quando viene effettuato in località senza agricoltura attiva, dove il foraggio deve quindi essere allontanato dalle superfici e poi in qualche modo eliminato. Una riduzione dei costi, in certe situazioni, può essere possibile grazie alla combinazione di più tipi di gestione. Anche l'abbandono della gestione per periodi di due o tre anni può entrare in considerazione quale metodo di gestione; si tratta d'altronde di una misura consigliata da parecchi autori per la salvaguardia dei prati magri secchi. In questo modo è possibile avere anche ambienti interessanti per molti invertebrati, senza che debbano subire l'effetto negativo dello sfalcio annuale. Proprio per questo il Piano di gestione del Monte San Giorgio propone interventi distanziati nel tempo, a seconda dell'obiettivo particolare (STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993).

La conservazione e la cura di prati abbandonati (stadi della successione secondaria) quali ambienti per la fauna sono state finora poco studiate. Le prime indicazioni provengono dal Piano di gestione del Monte San Giorgio, elaborato nell'ambito del nostro progetto (STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993). Attualmente è però ancora impossibile formulare indicazioni precise, che potranno essere date solo dopo controlli effettuati a lungo termine.

5 CONTROLLI DI RIUSCITA

La sorveglianza della biodiversità è un presupposto importante per l'elaborazione e il miglioramento di misure e di interventi adatti alla sua salvaguardia. I prati magri sono inclusi tra gli ambienti che, secondo la Convenzione delle Nazioni Unite di Rio de Janeiro (art. 7), devono essere sorvegliati. Le componenti della biodiversità che necessitano di misure di conservazione urgenti e che offrono il maggiore potenziale di sfruttamento sostenibile, sono quelle da considerare con maggiore attenzione. La sorveglianza della biodiversità (monitoraggio) è inclusa nel processo del controllo di riuscita dei provvedimenti assunti nell'ambito della protezione della natura; tale processo di controllo si compone di diverse tappe successive (WITSCHERL 1980, HÄNGGI 1989b, MARTI & STUTZ 1993).

- il quadro generale definisce gli orientamenti di base e le priorità di protezione;
- per ogni oggetto vengono poi posti gli obiettivi e risolti i conflitti;
- lo sforzo (tempo, costo, lavoro) sia per i controlli di riuscita, sia per le misure di gestione e cura va in seguito attentamente valutato;
- si effettuano quindi le prognosi circa il raggiungimento degli obiettivi e l'effetto degli interventi, elaborando anche riflessioni sull'efficienza delle misure adottate;
- un piano di esecuzione regola inoltre esattamente la realizzazione degli interventi;
- a seconda degli obiettivi, definiti nel quadro generale, si deve elaborare anche un concetto dettagliato di monitoraggio, che includa la scelta dei metodi, la modalità di raccolta dei dati e di elaborazione degli stessi su basi scientifiche;
- durante l'esecuzione viene allestito un protocollo delle diverse tappe realizzate, con eventuali osservazioni supplementari utili;
- vengono poi effettuati controlli periodici di diverso tipo: controllo di esecuzione per assicurarsi che gli interventi richiesti siano stati eseguiti, controllo di raggiungimento degli obiettivi per confrontare gli sviluppi ottenuti con il monitoraggio e gli obiettivi pianificati, controllo degli effetti ottenuti per verificare gli effetti e l'efficienza degli interventi;
- sulla base dei risultati ottenuti dai controlli di esecuzione, di raggiungimento degli obiettivi e degli effetti, nonché considerando il generale sviluppo dell'ambiente e della società, si valutano da ultimo gli obiettivi; in caso di necessità il quadro generale verrà adattato alla nuova situazione.

Su mandato del canton Ticino e con il sostegno della Confederazione, questo procedimento viene applicato, in parte in forma ridotta, sul Monte San Giorgio. La prima tappa quinquennale (1994-1998) prevede l'attuazione di parecchi interventi e misure di gestione, accompagnate da controlli di riuscita (MASPOLI 1993, STAMPFLI & LÖRTSCHER 1993, 1994).

Per la formulazione del quadro generale e la definizione degli obiettivi sono stati considerati aspetti ecologici, sociali e economici. L'approccio scientifico è preponderante unicamente per quanto riguarda il monitoraggio.

Monitoraggio. La sorveglianza completa della biodiversità, a causa della sua complessità, non è possibile. I seguenti parametri ci sembrano però necessari alla sorveglianza della biodiversità dei prati magri ticinesi, nell'ambito della strategie formulate nel capitolo II/1 per la loro conservazione.

- **Aumento della superficie dei prati secchi** secondo la definizione dell'Inventario cantonale (IPS 1987), sulla base di un campione rappresentativo, per il controllo di raggiungimento degli obiettivi della strategia dei pagamenti diretti (cap. II/1).

Si deve tenere conto del fatto che la superficie a prato secco dello stato iniziale (1993) rispetto allo stato dell'inventario (450 ettari) è del 10%-20% inferiore (G. Maspoli com. pers.). Per il controllo di esecuzione sarebbe necessario stabilire annualmente come e quando i singoli oggetti sono stati gestiti. Generalmente una gestione non conforme al contratto non può infatti venire individuata a breve termine dalle caratteristiche della vegetazione. Un aspetto verde scuro della vegetazione, una morfologia ben sviluppata o una vitalità maggiore delle popolazioni^G, possono essere indizi di una concimazione con prodotti azotati (cap. I/4.2).

- **Composizione delle comunità di specie in un campione di prati magri e prati abbandonati** per il controllo di raggiungimento degli obiettivi degli interventi nei "comparti di interesse naturalistico" (strategia supplementare, cap. II/1), anche in vista di un controllo a lungo termine degli effetti dei diversi tipi di gestione, dell'apporto di azoto atmosferico, nonché degli influssi climatici.

Poiché il rilevamento dei cambiamenti della vegetazione basato su metodi di stima visivi (GOLDSMITH 1991, STAMPFLI 1991) non è affidabile, si rende necessaria l'utilizzazione di metodi quantitativi (liste di specie complete con informazioni quantitative circa la loro frequenza). Per ridurre lo sforzo è possibile limitarsi al conteggio degli individui di alcune specie in determinate superfici (ad esempio specie dominanti, indicatori ecologici); contando solo i germogli riproduttivi degli individui lo sforzo può essere ridotto al minimo. Viene così rilevato quello stadio dello sviluppo, che per molte specie è direttamente collegato alla vitalità delle popolazioni e potenzialmente anche alla riproduzione generativa (RABOTNOV 1969, KRÜSI 1981). I dati vanno però rilevati annualmente, poiché la densità dei germogli riproduttivi varia di anno in anno, a causa delle fluttuazioni climatiche e dei ritmi interni di fioritura, in modo più o meno marcato a seconda della specie (RABOTNOV 1969, STAMPFLI 1992). A causa del grande sforzo richiesto dai controlli faunistici, una sorveglianza della composizione faunistica nell'ambito del controllo degli obiettivi è possibile solo ad intervalli di qualche anno. Sarebbe auspicabile allestire, almeno nei "comparti di interesse naturalistico", una rete di censimento dei lepidotteri diurni ("butterfly monitoring scheme", POLLARD & YATES 1993). I controlli faunistici possono però anche basarsi sulla determinazione delle frequenze dettagliate di alcune specie caratteristiche della fauna stazionale (cap. I/2.2). La limitazione a poche specie di controllo ha però il grande svantaggio di non rivelare tutti i cambiamenti in corso, che in alcuni casi possono passare inosservati. Inoltre, se da una parte alcuni gruppi, come i lepidotteri diurni e gli ortotteri, possono venire censiti anche da non professionisti, dall'altra la determinazione della maggior parte degli invertebrati, aracnidi, carabidi, eterotteri, diplopodi, ecc., richiede il lavoro degli specialisti.

- **Entità delle popolazioni locali di specie animali e vegetali in pericolo** (in particolare specie delle Liste rosse) per il controllo degli effetti delle misure nei "comparti di interesse naturalistico" (strategia supplementare, cap. II/1).

A questo proposito consigliamo un approccio dettagliato con l'utilizzazione di metodi di ecologia delle popolazioni (BRÖRING & WIEGEB 1990). Per valutare il grado di pericolo e la probabilità di sopravvivenza delle specie rare è necessario studiare il ciclo vitale di singole popolazioni (OOSTERMEIJER *et al.* 1994, SCHMID & MATTHIES 1994). Lo sforzo di indagine può venire ridotto contando, a seconda della specie, i germogli riproduttivi (vedi sopra). I metodi di sorveglianza delle specie di invertebrati in pericolo di estinzione variano da gruppo a gruppo. Il sistema di rilevamento dei lepidotteri diurni, citato sopra, permette di ottenere informazioni circa le eventuali variazioni del numero di individui delle popolazioni. I metodi utilizzati per lo studio della biologia delle popolazioni, adatti al rilevamento dell'abbondanza^G degli invertebrati, sono stati raccolti da SOUTHWOOD (1989).

RIASSUNTI
BIBLIOGRAFIA
GLOSSARIO

RIASSUNTO

A causa della situazione difficile dell'agricoltura di montagna, i prati magri e ricchi di specie del Ticino sono fortemente diminuiti. Tali ambienti prativi della fascia montana sono composti principalmente da prati secchi (Mesobromion), prati magri su suolo acido (Nardion), prati concimati magri su suolo secco o umido e acido ("Festuco-Agrostietum"). La vegetazione dei prati magri e di quelli magri abbandonati, così come la fauna invertebrata (aracnidi, lepidotteri diurni, ortotteri, eterotteri, carabidi, diplopodi), rispecchia differenze regionali e ecologiche. I cambiamenti della vegetazione sono stati studiati dettagliatamente in diverse superfici fisse, dove sono state individuate fluttuazioni annuali considerevoli di origine climatica. La vegetazione e le popolazioni di piante hanno reagito in modo diverso in due esperimenti di concimazione con vari tipi di concime. La cessazione dello sfalcio causa la diminuzione della densità dei fiori e, su piccole superfici, anche quella delle specie vegetali; la composizione di specie degli invertebrati cambia ancora più velocemente; il numero di specie degli invertebrati resta però più o meno costante. Gli invertebrati (ad esempio gli aracnidi) reagiscono molto sensibilmente alle variazioni della struttura dell'ambiente; gli ortotteri e i lepidotteri diurni sono in grado di evitare l'effetto dello sfalcio, utilizzando ambienti non disturbati.

Per la conservazione della biodiversità dei prati magri del Ticino mancano oggi, a livello federale e cantonale, obiettivi completi e concreti. La strategia dei pagamenti diretti, attualmente praticata, deve essere urgentemente ottimizzata e completata. La protezione di altre comunità di organismi degli ambienti prativi, nonché delle popolazioni di specie animali e vegetali minacciate, deve essere perseguita tramite "comparti di interesse naturalistico", la cui scelta e valutazione deve avvenire in base a criteri sia faunistici che floristici; gli obiettivi di protezione e le misure di gestione devono essere dettagliatamente stabiliti in un concetto pluriennale. Il successo di questi sforzi di protezione deve venire controllato scientificamente.

ZUSAMMENFASSUNG

Artenreiche Magerwiesen sind im Tessin infolge der schwierigen wirtschaftlichen Situation, in der sich die Berglandwirtschaft befindet, stark zurückgegangen. Diese Wiesen bestehen in der Montanstufe hauptsächlich aus halbtrockenen (Mesobromion) und sauren (Nardion) Magerwiesen und aus mageren Fettwiesen auf trockenen bzw. frischen und sauren Böden ("Festuco-Agrostietum"). Sowohl die Vegetation als auch die Kleintierfauna (Spinnen, Tagfalter, Heuschrecken, Wanzen, Laufkäfer, Tausendfüssler) der genutzten und aufgelassenen Magerwiesen widerspiegeln regionale und ökologische Unterschiede innerhalb des Tessins. Auf mehreren Dauerflächen wurden Vegetationsveränderungen genauer untersucht. Dabei zeigten sich beträchtliche Jahresfluktuationen, die durch Schwankungen des Wetters verursacht werden. In zwei Düngeexperimenten reagierten Vegetation und Pflanzenpopulationen kurzfristig verschieden auf zusätzliche Nährstoffe. Wird die Mahd aufgegeben, nimmt die Blütensprossdichte und auf kleinen Flächen auch die Dichte der Pflanzenarten rasch ab; die Artenzusammensetzung der wirbellosen Tiere verändert sich in noch viel kürzerer Zeit als diejenige der Pflanzen; die Artenzahl der wirbellosen Tiere bleibt aber ungefähr konstant. Wirbellose Tiere (z.B. Spinnen) reagieren sehr fein auf Veränderungen der Habitatstruktur; Heuschrecken und Tagfalter sind in der Lage, auf ungestörte Lebensräume auszuweichen, wenn ihr Lebensraum durch Mahd beeinträchtigt wird.

Zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt in Tessiner Magerwiesen fehlen heute sowohl auf Bundesebene als auch auf Ebene des Kantons umfassende, konkrete Ziele. Die gegenwärtig praktizierte Strategie der Ökobeiträge muss dringend optimiert und ergänzt werden. In Schwerpunktgebieten ist durch eine Vielfalt von Bewirtschaftungsmassnahmen ein Schutz weiterer Grasland-Lebensgemeinschaften und bedrohter Pflanzen- und Tierpopulationen anzustreben, deren Auswahl und Bewertung neben ökologischen und floristischen auch faunistische Kriterien berücksichtigen soll; Schutzziele und Pflegemassnahmen sind in Konzepten für mehrere Jahre detailliert festzulegen. Der Erfolg dieser Schutzbemühungen ist durch Kontrollen wissenschaftlich zu überprüfen.

RÉSUMÉ

Les prairies maigres riches en espèces ont fortement reculé au Tessin, en raison de la situation difficile dans laquelle se trouve l'agriculture de montagne. A l'étage montagnard ces prairies se composent principalement de prairies maigres semi-arides (Mesobromion), acides (Nardion) et de prairies faiblement engraisées sur sols secs ou frais et acides («Festuco-Agrostietum»). Tant la végétation que la microfaune (araignées, papillons diurnes, sauterelles, punaises, carabes, mille-pattes) des prairies maigres exploitées ou abandonnées, reflètent les différences régionales et écologiques du Tessin. Les modifications de la végétation ont été examinées de plus près sur plusieurs surfaces expérimentales de longue durée. Des fluctuations annuelles considérables, causées par les variations météorologiques, ont été constatées ainsi. Dans deux expériences d'amendements, la végétation et les populations de plantes ont montré, à court terme, des réactions différentes à un apport supplémentaire de substances nutritives. Lors de l'abandon de la fauchaison, la densité de fleurs diminue rapidement, tout comme la densité d'espèces floristiques sur de petites surfaces; la composition des espèces d'invertébrés se modifie encore beaucoup plus rapidement que celle des plantes; le nombre d'espèces d'invertébrés reste cependant à peu près constant. Les invertébrés (p. ex. les araignées) présentent une réaction très fine aux modifications de la structure de l'habitat; les sauterelles et les papillons diurnes sont en mesure d'esquiver l'atteinte portée à leur milieu de vie en cas de fauchaison.

Pour la sauvegarde de la diversité biologique des prairies maigres tessinoises, il manque aujourd'hui des objectifs concrets et de grande envergure, tant au niveau fédéral que cantonal. La stratégie des contributions écologiques actuellement pratiquée doit être optimisée et complétée d'urgence. Dans des compartiments d'intérêt particulier, il faut chercher à obtenir, au moyen de diverses mesures de gestion, une protection supplémentaire des communautés biotiques herbacées et des populations de plantes et d'animaux menacées, dont la sélection et l'évaluation doit prendre en considération les critères écologiques, floristiques et fauniques; les objectifs de protection et les mesures d'entretien sont à établir en détail, sous forme de concepts, pour plusieurs années. Le succès de ces efforts de protection doit être vérifié scientifiquement par des contrôles.

SUMMARY

Unimproved, species-rich meadows of the Ticino have suffered a great decline in area due to modernisation and / or abandonment of mountain farming.

In Ticino's montane level these grasslands displays a varied vegetation consisting mainly of unfertilized meadows on dry (Mesobromion) and acidic (Nardion) soils and fertilized meadows on dry as well as moist and acidic soils (Festuco Agrostietum). Not only the vegetation, but also the invertebrate fauna (spiders, butterflies, grasshoppers, true bugs, ground beetles and millipedes) of the farmed and abandoned meadows reflect regional and ecological nuances within the Ticino. Several permanent plots were repeatedly observed closely to document the vegetation change. Interestingly, quite remarkable year-to-year fluctuations of some plant species were registered due to changes in weather patterns from year to year. As a result of two experiments, in which plots were fertilized, the vegetation and populations of some plant species displayed different short term reactions to additional nutrients given. When traditional mowing regimes are discontinued, the density of flowering shoots, and on small plots the density of plant species decreases rapidly; the composition of invertebrate species changes at an even faster rate although their number remains about the same. Arthropods such as spiders react very sensitively to changes in the habitat structure; grasshoppers and butterflies evade the temporary habitat impairment that the mowing causes by moving to undisturbed sites nearby.

Unfortunately, neither the Swiss Federation nor the Canton Ticino have defined comprehensive and definite goals for conservation management of biological diversity in Ticino meadows of great species richness yet. The presently practised strategy of ecological subsidies desperately needs to be optimized and complemented. A variety of management measures in areas of high priority ought to be implemented to conserve further grassland habitats and populations of threatened plant and animal species. Allotment to such focal areas ought to consider ecological, floristic and faunistic criteria. Conservation goals and management plans are to be formulated in detail for several years and the success of these efforts should be controlled with scientific methodology.

BIBLIOGRAFIA

- AKERET E. 1991. *Magerrasen und ihre Sukzessionsstadien bei Anveuda*. Diplomarbeit Universität Basel.
- ALTHER E.W. & STÄHLIN A. 1977. Entwicklung von Böden und Pflanzenbeständen auf Brachland und ihre Dynamik während 150 Jahren. *Das wirtschaftseigene Futter* 23(3/4): 144-167.
- ANONYMUS 1994. Lama-Zucht - eine Alternative? *Die Grüne* 5: 15.
- ANTOGNOLI C. 1994. Ortoteri (Insecta, Saltatoria) e mantidi (Insecta, Mantodea) degli ambienti prativi della fascia montana del Cantone Ticino (Svizzera). *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 82(2): 51-68.
- ANWANDER S., BUERGI S., CAVEGN G., MEYER L., RIEDER P. & SALMINI J. 1990. *Direktzahlungen an die Berglandwirtschaft. Eine Gesetzesevaluation*. Fachverein, Zürich.
- BAKKER J.P. 1989: *Nature management by grazing and cutting*. Geobotany 14, Kluwer, Dordrecht.
- BÄR J. 1918. *Die Vegetation des Val Onsernone (Kt. Tessin)*. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz Heft 5.
- BECKER J. 1977. Die Trockenrasenfauna des Naturschutzgebietes Stolzenburg (Nordeifel). *Decheniana* 130: 101-113.
- BELLMANN H. 1985. *Heuschrecken - beobachten, bestimmen*. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- BESOMI L. 1990. *Agricoltura: analisi aziendale*. Rapporto interno del progetto "prati e pascoli magri ticinesi", Universität Bern.
- BINZ A. & HEITZ C. 1990. *Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz*. Schwabe, Basel.
- BISCHOF N. 1980. *Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerrasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen*. Dissertation Universität Basel.
- BLAB J. 1993. *Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 24. Kilda, Bonn. 479 pp.
- BLUME H.P. & SUKOPP H. 1976. Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 10: 75-89.
- BOBBINK R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *J. Appl. Ecol.* 28: 28-41.
- BOBBINK R. & WILLEMS J.H. 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biol. Conserv.* 40: 301-314.
- BOBBINK R., BIK L. & WILLEMS J.H. 1988. Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. *Acta Bot. Neerl.* 37: 231-242.
- BOBBINK R., VAN DUBBELDEN K. & WILLEMS J.H. 1989. Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos* 55: 216-224.
- BOBBINK R. & WILLEMS J.H. 1991. Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland. *Biol. Conserv.* 56: 1-21.
- BOBBINK R., BOXMAN D., FREMSTAD E., HEIL G., HOUDIJK A. & ROELOFS J. 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: GRENNFELT P. & THÖRNELÖF E. (eds.) *Critical loads for nitrogen*. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden 6-10 April 1992, pp. 111-159. Nord (Miljörapport) 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

- BORNKAMM R. 1988. Mechanisms of succession on fallow lands. *Vegetatio* 77: 95-101.
- BORNKAMM R., EGGERT A., KÜPPERS M., SCHMID B. & STÖCKLIN J. 1991: Liste populationsbiologisch relevanter Begriffe. In: SCHMID B. & STÖCKLIN J. (eds.) *Populationsbiologie der Pflanzen*, pp. 9-16. Birkhäuser, Basel.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964. *Pflanzensoziologie*. Dritte Auflage, Springer, Wien.
- BRIEMLE G., KUNZ H.G. & MÜLLER A. 1987. Zur Mindestpflege der Kulturlandschaft insbesondere von Brachflächen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 62: 144-160.
- BRIEMLE G., EICKHOFF D. & WOLF R. 1991. Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Praktische Anleitung zur Erkennung, Nutzung und Pflege von Grünlandgesellschaften. *Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 60: 1-160.
- BRIEMLE G. & ELLENBERG H. 1994. Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. *Natur und Landschaft* 69(4): 139-147.
- BRODIN Y.W. & KUYLENSTIERNA J.O.I. 1992. Acidification and critical loads in nordic countries: Background. *Ambio* 21: 332-338.
- BRÖRING U. & WIEGLEB G. 1990. Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? *Natur und Landschaft* 65(6): 283-292.
- BROWN V.K. & SOUTHWOOD T.R.E. 1983. Trophic diversity, niche breadth and generation times of exopterygote insects in a secondary succession. *Oecologia* 56: 220-225.
- BRP & BUWAL; Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 1994. *Landschaft unter Druck, Fortschreibung. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Landschaft Schweiz, Beobachtungsperiode 1978 - 1989*. EDMZ, Bern.
- BUTT 1986. *The management of chalk grassland for butterflies. Focus on nature conservation 17*. Nature Conservancy Council, Peterborough, 80 pp.
- BUWAL 1990. *Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet*. Umweltmaterialien 28. Bern.
- BUWAL 1994. *Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. EDMZ, Bern.
- CHEDA G. 1976. *L'emigrazione ticinese in Australia*. Vol. I., Dadò, Locarno.
- CONNELL J.H. & SLATYER R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Americ. Nat.* 111: 1119-1144.
- CORELL G. 1994. Der Wert der "bäuerlichen Kulturlandschaft" aus der Sicht der Bevölkerung. Ergebnisse einer Befragung. *Schriftenreihe der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.* 30: 355-365.
- COTTI G. 1989. Contributo alla conoscenza della fauna geobia del Monte Generoso (Canton Ticino, Svizzera). *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 77: 13-34.
- CRIVELLI R. 1989. *L'agricoltura nella città-regione Ticino: situazione, problemi e prospettive*. Ufficio ricerche economiche, Rapporti semestrali 1989/I: 1-77.
- CRIVELLI R. 1991. *Il sistema agricolo ticinese*. Méta, Bellinzona.
- DEMANGE J.-M. 1981. *Les mille-pattes*. Myriapodes. Boubée, Paris.
- DIERSCHEKE H. 1985. Experimentelle Untersuchung zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (*Mesobromion*) in Südniedersachsen I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984. In: SCHREIBER K.F. (ed.) *Sukzession auf Grünlandbrachen*, pp. 9-24, Schöningh, Paderborn.
- DIETL W. 1986. Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und Ertragspotential von Dauerwiesen. *Schweiz. Landw. Monatshefte* 64: 241-262.

- DIETL W. 1989. Abgestufte Nutzung und Düngung der Naturwiesen. *Landfreund* 6 (1989).
- DIETL W. & GEORG A. 1994. Abgestufter Wiesenbau im Berggebiet. *Agrar Forschung* 2: 83-90.
- DOLEK M. 1994. *Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken)*. Agrarökologie 10. Haupt, Bern, 126 pp.
- DONATI A. 1992. *Monti, uomini e pietre*. Collana Quaderni ticinesi no 18, Dadò, Locarno.
- DÜLGE R., ANDRETTKE H., HANDKE K., HELLBERND-TIEMANN L. & RODE M. 1994. Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae). *Natur und Landschaft* 69: 148-156.
- EBERT G. 1989. *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bände 1 und 2*. Ulmer, Stuttgart.
- EDV; Eidg. Volkswirtschaftsdepartement 1990. *Paiements directs dans la politique agricole suisse*. Bericht der vom EDV eingesetzten Expertenkommission unter Leitung von H. Popp, EDV, Bern.
- EGLER F.E. 1954. Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- ELLENBERG H. 1952. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie, Band II: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung*. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1963. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1979. *Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 2nd ed.* Scripta Geobotanica 9, Göttingen.
- ELLENBERG H. 1986. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 4th ed. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 18. Goltze, Göttingen.
- ELLENBERG H. JR. 1985. Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 136(1): 19-39.
- ERHARDT A. 1985a. Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grasslands. *J. appl. Ecol.* 22: 849-861.
- ERHARDT A. 1985b. *Wiesen und Brachen als Lebensraum für Schmetterlinge*. Birkhäuser, Basel.
- EWALD K.E. 1978. *Der Landschaftswandel zur Veränderung der schweizerischen Kulturlandschaft im 20 Jh.* Tätigkeitsbericht der Nat.forsch. Ges. Baselland, Bd 30.
- FOCARILE A. 1987. *I coleotteri del Ticino*. Memorie della Soc. tic. Sci. nat. Vol 1, 133 pp.
- FRY G.L.A. 1989. Conservation in agricultural ecosystems. In: SPELLERBERG I.F., GOLDSMITH F.B. & MORRIS M.G. (eds.) *The scientific management of temperate communities for conservation*, pp. 415-443. Blackwell, Oxford.
- GALLAND P. & GONSETH Y. 1990. *Typologie des milieux de Suisse*. Ligue suisse pour la protection de la nature, Basel. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- GEERING J., FREI E. & LANINI F. 1966. Risultati di esperimenti di concimazione minerale su prati e pascoli nel Ticino (1922-1964). *Schweiz. landw. Forsch.* 5: 88-152.
- GERLOFF C. 1993. *Der Einfluss der Entbuschungsmassnahmen auf die Zusammensetzung der Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Schaffhauser Randen bei Merishausen (SH)*. Diplomarbeit Universität Zürich, 79 pp.

- GILBERT L.E. & SINGER M.C. 1975. Butterfly ecology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 6: 365-397.
- GISI U. & OERTLI J.J. 1978. Veränderungen in Vegetation und Boden aufgrund der Brachlegung von Kulturland. *Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz* 2: 42-47.
- GISI U. & OERTLI J.J. 1981a. Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. II. - Veränderungen in ober- und unterirdischer Pflanzenmasse. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 2: 79-86.
- GISI U. & OERTLI J.J. 1981b. Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV. - Veränderungen im Mikroklima. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* 2: 223-249.
- GOLDSMITH B. 1991. Vegetation monitoring. In: GOLDSMITH B. (ed.) *Monitoring for conservation and ecology*, pp. 77-86, Chapman & Hall, London.
- GONSETH Y. 1987. *Verbreitungsatlas der Tagfalter der Schweiz (Lepidoptera Rhopalocera)*. Documenta Faunistica Helvetiae 6: 242 pp. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- GONSETH Y. 1994. La faune des Lépidoptères diurnes (Rhopalocera) des pâturages, des pelouses sèches et des prairies de fauche du Jura neuchâtelois. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 67: 17-36.
- GREEN B.H. 1980. Management of extensive amenity grasslands by mowing. In: RORISON I.H. & HUNT R. (eds.) *Amenity grasslands: an ecological perspective*, pp. 155-161. Wiley, Chichester.
- GRIME J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- GRIME J.P. 1987. Dominant and subordinate components of plant communities: Implications for succession, stability and diversity. In: GRAY A.J., CRAWLES M.J., EDWARDS P.J. (eds.) *Colonisation, succession and stability*, pp. 413-428. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GRIME J.P., HODGSON J.G. & HUNT R. 1988: *Comparative plant ecology*. Unwin Hyman, London.
- GRUBB P.J., KELLY D. & MITCHLEY J. 1982: The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. In: NEWMAN E.I. (ed.) *The plant community as a working mechanism*, pp. 79-97. Blackwell, Oxford.
- GUGGISBERG F. 1990. *Verbuschende Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio*. Lizenziatsarbeit Universität Bern.
- GÜNTHER H. & SCHUSTER G. 1990. Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas. *Dtsch. Entomol. Ztschr., N. F.* 37: 361-396.
- HÄBERLI R., LÜSCHER C., PRAPLAN-CHASTONAY B., WYSS C. 1991. *Bodenkultur, Vorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz*. Schlussbericht NFP 22. Fachvereine, Zürich.
- HANDTKE R. 1983. *Eiszeitalter. Die jüngste Erdgeschichte der Schweiz und ihrer Nachbargebiete*. Ott, Thun, 730 pp.
- HÄNGGI A. 1987. Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des grossen Moores, Kanton Bern. - II. Bearbeitung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna. *Mitt. Naturf. Ges. Bern* 44: 157-185.
- HÄNGGI A. 1988. Contributo alla conoscenza della fauna araneologica del Canton Ticino I. La collezione di ragni del Museo Cantonale di Storia Naturale di Lugano. *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 76: 103-108.
- HÄNGGI A. 1989a. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin II - Bemerkenswerte Spinnenfunde aus Magerwiesen der Montanstufe. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 62: 167-174.

- HÄNGGI A. 1989b. Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten. Gedanken zur Notwendigkeit der Erfolgskontrollen und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna. *Natur und Landschaft* 64(4): 243-246.
- HÄNGGI A. 1990. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin III - Für die Schweiz neue und bemerkenswerte Spinnen (*Arachnida: Araneae*). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 63: 153-167.
- HÄNGGI A. 1992. Spinnenfänge in Magerwiesen und Brachen aus dem Tessin - Unkommentierte Artenlisten. *Arachnol. Mitt.* 4: 59-78.
- HÄNGGI A. 1993a. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin IV - Weitere faunistisch bemerkenswerte Spinnenfunde der Tessiner Montanstufe (*Arachnida: Araneae*). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 66: 303-316.
- HÄNGGI A. 1993b. Nachträge zum "Katalog der schweizerischen Spinnen" - 1. Neunachweise von 1990 bis 1993. *Arachnol. Mitt.* 6:2-11.
- HÄNGGI A. 1993c. Minimale Flächengrösse zur Erhaltung standorttypischer Spinnengemeinschaften - Ergebnisse eines Vorversuches. C.R. XIIIe Coll. europ. Arachnol. Neuchâtel 2-6 septembre 1991. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat.* 116:105-112.
- HÄNGGI A., STÖCKLI E. & NENTWIG W. 1995. *Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen*. Miscellanea Faunistica Helvetiae 4: 1-459. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- HÄNI J. 1994. *Heuschrecken in der Kulturlandschaft. Beeinflussung von Vorkommen und Verbreitung durch die Nutzung*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- HARZ K. 1960. *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeressteile. 46. Teil: Geradflügler oder Orthoptera (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera)*. Fischer, Jena.
- HEDINGER C. 1983. *Magere Schafweiden im Nordwestschweizer Jura - Pflanzensoziologische und Ökologische Untersuchungen*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- HEIL G.W., WERGER M.J.A., DE MOL W., VAN DAM D. & HEIJNE B. 1988. Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science* 239: 764-765.
- HESTERBERG R., BLATTER A., FAHRNI M., ROSSET M., NEFTEL A., EUGSTER W. & WANNER H. (in press.). Deposition of nitrogen-containing compounds to an extensively managed grassland in Central Switzerland. *Environm. Pollution*.
- HEYDEMANN B. 1957. Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. *Verh. Deut. Zool. Ges. Hamburg* 1956: 332-347.
- HUNDT R. 1985. Untersuchungen zur Höhenstufendifferenzierung der *Polygono-Trisetion*-Gesellschaften im Gebiet von Davos. *Ber. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich*, 52: 74-116.
- HUSTON M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Amer. Nat.* 113: 81-101.
- INFRAS 1994. *Wieviel ist den SchweizerInnen die Verhinderung der globalen Klimaveränderungen Wert?* Im Auftrag des Bundesamtes für Energiewirtschaft, im Rahmen der Sozioökonomischen Energieforschung, Eidgenössische Druck- und Materialzentrale, Bern.
- IPS 1987. *Inventario dei prati secchi ticinesi*. Systematisch-Geobotanisches Institut, Universität Bern.
- ISELI M. & SCHWEINGRUBER F.H. 1990. Baumalter als Ausdruck der Bestandesdynamik in Brachlandflächen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 141: 581-593.
- ITEN R. 1990. *Die mikroökonomische Bewertung von Veränderungen der Luftqualität, dargestellt am Beispiel der Stadt Zürich*. Schriftenreihe des Institutes für empirische Wirtschaftsforschung der Universität Zürich 20. Schellenberg, Winterthur.
- JÄGGLI D. 1984. *Entwicklungsmöglichkeiten der Landwirtschaft im Centovalli*. Diplomarbeit ETH Zürich.

- JÄGGLI M. 1908. Monografia Florisitica del Monte Camoghé (presso Bellinzona) e delle vette circostanti. *Boll. soc. Tic. Sci. Nat.* 4: 1-247.
- JILG T. & BRIEMLE G. 1993. Futterwert und Futterakzeptanz von Magerwiesen-Heu im Vergleich zu Fettwiesen-Heu. *Naturschutz Landschaftsplanung*, 25: 64-68.
- KÄPPELI J. 1943. *Le nuove rivendicazioni agricole ticinesi*. Dip. cantonale di Agricoltura, Grasse, Bellinzona.
- KAULE G. 1991. *Arten- und Biotopschutz*, 2. Auflage. UTB, Grosse Reihe, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KEEL A. 1995. Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen (*Mesobromion*) auf dem Schaffhauser Randen. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich*, 124: 1-181.
- KEYMER R.J. & LEACH S.J. 1990. Calcareous grassland - a limited resource in Britain. In: HILLIER S.H., WALTON D.W.H. & WELLS D.A. (eds.) *Calcareous grasslands - ecology and management*, pp. 11-17. Bluntisham, Huntingdon.
- KIENZLE U. 1979. *Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes*. Dissertation Universität Basel.
- KIRBY P. 1992. *Habitat management for invertebrates: a practical handbook*. Royal society for the protection of birds, Bedfordshire, 150 pp.
- KLAPP E. 1971. *Wiesen und Weiden*. Parey, Berlin.
- KNÖRZER K.H. 1975. Entstehung und Entwicklung der Grünlandvegetation im Rheinland. *Decheniana* 127: 195-214.
- KOCH W. 1943. Das Andropogonetum Grylli insubricum, eine Trockenwiesen-Assoziation des Südtessin. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 53A: 579-594.
- KOEPEL H.-D., SCHMITT H.-M. & LEISER F. 1991. *Landschaft unter Druck. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Landschaft Schweiz*. Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- KÖHLER G. 1987. Die quantitative Erfassung von Feldheuschrecken (*Saltatoria: Acrididae*) in zentraleuropäischen Halbtrockenrasen, ein Methodenvergleich. *Wiss. Zeitschr. Friedrich Schiller Universität Jena. Naturw. Reihe* 36(3): 375-390.
- KÖRBER-GROHNE U. 1993. "Urwiesen" im Berg- und Hügelland aus archäobotanischer Sicht. In: BROMBACHER C., JACOMET S. & HAAS J.N. (eds.) *Festschrift Zoller, Dissertationes Botanicae* 196: 453-468.
- KOST C. 1995. *Einfluss von Düngung auf Populationsstruktur, Populationsdynamik und Morphologie von Magerwiesenarten*. Dissertation Universität Bern.
- KREBS C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- KREBS C.J. 1994. *Ecology - Fourth Edition*. Harper & Collins, New York.
- KRÜSI B.O. 1981. Phenological methods in permanent plot research. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich* 75: 1-115.
- KRÜSI B.O. 1992. *Entwertung von Halbtrockenrasen durch die Fieder-Zwenke (Brachypodium pinnatum) - permanent oder vorübergehend?* Informationsblatt des Forschungsbereich Landschaft der WSL Birmensdorf 11.
- KUHN U., MEIER C., NIEVERGELT B. & PFAENDLER U. 1992. *Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich*. Entwurf im Auftrag des Regierungsrates, Zürich.
- KULLENBERG B. 1944. *Studien über die Biologie der Capsiden*. Dissertation Universität Uppsala.
- LANDOLT E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich* 64: 1-208.

- LANDOLT E. 1991. *Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- LANG G. 1994. *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. Fischer, Jena.
- LANGENAUER R. 1991. *Morphologische und ökologische Ursachen der Zu- und Abnahme charakteristischer Pflanzenarten in einem verschieden bewirtschafteten Trespen-Halbtrockenrasen bei Merishausen (SH)*. Diplomarbeit ETH Zürich.
- LAVIZZARI L. 1992. *Escursioni nel Cantone Ticino*. Dadò, Locarno.
- LBL / FAP 1988. *Angepasste Düngung der Wiesen*. Merkblatt der Landwirtschaftlichen Beratungszentrale Lindau und der Eidg. Forschungsanstalt für Pflanzenbau Zürich-Reckenholz.
- LEHN H., FLAIG H. & MOHR H. 1995. Vom Mangel zum Überfluss: Störungen im Stickstoffkreislauf. *Gaia* 4: 13-25.
- LENZIN-HUNZIKER H. 1991. *Vegetations-Untersuchungen in der ober-subalpinen Stufe der Tessiner Alpen. Folgen der Nutzungsextensivierung und Nutzungsaufgabe eines (un-) regelmässig gemähten Borstgrasrasens (Geo montani-Nardetum)*. Dissertation Universität Basel.
- LIEBIG J. 1840. *Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie*. Viehweg & Sohn, Braunschweig.
- LIENEMANN K. 1982. Beitrag zur Carabidenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen. *Decheniana* 135: 45-56.
- LÖRTSCHER M. 1994. *Habitat use and conservation of Lepidoptera in traditionally managed and abandoned grasslands of Southern Switzerland*. Dissertation Universität Bern.
- LÖRTSCHER M., HÄNGGI A. & ANTOGNOLI C. 1994. Zoological arguments for managing the abandoned grasslands on Monte San Giorgio - based on data of three invertebrate groups (Lepidoptera, Araneae, Saltatoria). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 67: 421-435.
- LÖRTSCHER M., ERHARDT A. & ZETTEL J. 1995. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* 18: 15-26.
- LÜDI W. 1949. Bericht über den 6. Kurs in Alpenbotanik. *Ber. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich für das Jahr 1948*, pp. 12-50.
- MAERTENS T., WAHLER M. & LUTZ J. 1990. Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. *Schriftenreihe Angewandter Naturschutz der Naturlandstiftung Hessen e.V.* 9: 1-167.
- MAHLER 1981. *Brachland in den Centovalli*. Diplomarbeit Universität Zürich.
- MARGGI W.A. 1992. *Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera. Teil 1 & 2*. Documenta Faunistica Helvetiae 13: 477 & 243 pp. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- MARGULESH C.R. 1981. *Assessment of Wildlife Conservation Values*. D.Phil.Thesis, University of New York.
- MARGULESH C.R. & USHER M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* 21: 79-109.
- MARRS R.H. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe. *Adv. Ecol. Research* 24: 241-300.
- MARSCHALL F. 1947. *Die Goldhaferwiese (Trisetum flavescens) der Schweiz. Eine soziologisch-ökologische Studie*. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz Heft 26.

- MARTI F. & STUTZ H.P.B. 1993. *Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz*. Ber. Eidg. Forschungsanst. WSL 336.
- MASPOLI G. 1993: *Piano di gestione dei prati magri del Monte San Giorgio, prima fase: quinquennio 1994-1998*. UPN Bellinzona.
- MATHIEU J. 1992. *Eine Agrargeschichte der inneren Alpen, Graubünden, Tessin, Wallis 1500-1800*. Chronos, Zürich.
- MAURER R. 1965. *Beiträge zur Systematik und Ökologie der Heteropterenfauna des Üetliberggebietes*. Diplomarbeit ETH Zürich.
- MAURER R. 1974. Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflussbereich von Verkehrsimmissionen. *Oecologia* 14: 327-351.
- MAURER R. & HÄNGGI A. 1990. *Katalog der Schweizerischen Spinnen*. Documenta Faunistica Helvetiae 12: 412 pp. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- MEYER M. 1976. Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen an insubrischen Trockenwiesen karbonathaltiger Standorte. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel ETH Zürich* 57: 1-145.
- MILES J. 1979. *Vegetation Dynamics*. Outline Studies in Ecology. Chapman & Hall, London.
- MORRIS M.G. & THOMAS J.A. 1990. Progress in the conservation of butterflies. *Nota lepid.* Suppl. No.2: 32-44.
- MURPHY D.D. 1990. Conservation Biology and Scientific Methodology. *Conserv. Biol.* 4(2): 203-204.
- NÄDIG A. & STEINMANN E. 1972. Orthopteren (Gradflügler) und Apoiden (Bienen) am Fuss des Calanda im Churer Rheintal. *Jber. Nat.forsch. Ges. Graubündens* 95:1-88.
- NÄDIG A. & THORENS P. 1991. Liste faunistique commentée des Orthoptères de Suisse (*Insecta, Orthoptera Saltatoria*). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 64: 281-291.
- NIELSSON J. & GRENNFELT P. (eds.) 1988. *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March 1988. Miljorapport 1988, 15: 1-418.
- NIEMELÄ J. & HALME E. 1992. Habitat associations of carabid beetles in fields and forests on the Åland Islands, SW Finland. *Ecography* 15: 3-11.
- NYFFELER G. 1995. *Regeneration aufgelassener Magerwiesen in der Valle di Muggio*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- OBERDORFER E. 1964. Der insubrische Vegetationskomplex, seine Struktur und Abgrenzung gegen die submediterrane Vegetation in Oberitalien und in der Südschweiz. *Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschland*, Bd. XXIII, Heft 2: 141-187.
- OOSTERMEIJER J.G.B., VAN'T VEER R. & DEN NIJS J.C.M. 1994: Population structure of rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *J. Ecol.* 31: 428-438.
- OSCHMANN M. 1973. Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. *Faun. Abh.* 4: 177-206.
- OTTO A. 1991. Faunistische und ökologische Untersuchungen über Wanzen (*Heteroptera*) in Schutzgebieten der aargauischen Reussebene. *Mitt. Aarg. Naturf. Ges.* 33: 193-206.
- OTTO A. 1992. Zur Landwanzenfauna der Magadino-Ebene, Kanton Tessin (*Heteroptera, Geocorisae*). *Ent. Ber. Luzern* 28: 37-44.
- OTTO A. 1994. Für die Schweiz neue oder selten gesammelte Wanzen-Arten. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 67:189 - 197.
- OTTO A., DORN S., ZETTEL J. & BENZ G. 1995. Wiesenutzung beeinflusst Wanzenvielfalt. *Agrarforschung* 2(5): 189-192.

- OZENDA P. 1988. *Die Vegetation der Alpen im europäischen Gebirgsraum*. Fischer, Stuttgart.
- PEDROLI-CHRISTEN A. 1993. *Faunistik der Tausendfüssler der Schweiz (Diplopoda)*. Documenta Faunistica Helvetiae 14. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- PESTALOZZI H.U. 1990. *Wiesen und Weiden von Bordei / Centovalli TI*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- PESTALOZZI H.U. 1991. *Boden und Vegetation der Untersuchungsflächen: Versuch einer Synthese*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- PIANKA E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- PIANKA E.R. 1975. Niche overlap and diffuse competition. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 71: 2141-2145.
- PIANKA E.R. 1988. *Evolutionary Ecology*, 4th edition. Harper & Row, New York.
- PIATTINI E. & DIETL W. 1987. Composizione floristica, rendimento e valore nutritivo dei nardeti puri. *Schweiz. landw. Forsch.* 26(1/2): 191-201.
- PICKETT S.T.A. 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45-59.
- PICKETT S.T.A., COLLINS S.L. & ARMESTO J.J. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69: 109-114.
- PLACHTER H. 1991. *Naturschutz*. UTB, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- POLLARD E. & YATES T.S. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman & Hall, London.
- PORTER K., STEEL C.A. & THOMAS J.A. 1992. Butterflies and communities. In: DENNIS R.L.H. (ed.), *The Ecology of Butterflies in Britain*, pp 139-177. Oxford Univ. Press, Oxford.
- POSCHLOD P., KIEFER S. & FISCHER S. 1995. Die potentielle Gefährdung von Pflanzenpopulationen in Kalkmagerrasen auf der Mittleren Schwäbischen Alb durch Sukzession (Brache) und Aufforstung - ein Beispiel für eine Gefährdungsanalyse von Pflanzenpopulationen. *Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, in press.
- PRONINI P. 1989a. Contributo alla conoscenza della fauna invertebrata (in particolare quella araneologica) in tre valli del Canton Ticino (Svizzera meridionale). *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 77: 53-74.
- PRONINI P. 1989b. *Les macroarthropodes de l'Île de saint'Apollinaire (Isole di Brissago - Lago maggiore)*. Travail de licence Université de Neuchâtel, 87 pp.
- PUTMAN R.J. & WRATTEN S.D. 1984. *Principles of Ecology*. Univ. Calif. Press, Berkeley.
- RABOTNOV T.A. 1969. On coenopopulations of perennial herbaceous plants in natural coenoses. *Vegetatio* 19: 87-95.
- RABOTNOV T.A. 1974: Differences between fluctuations and successions. In: KNAPP R. (ed.) *Vegetation dynamics*. Handbook of Vegetation Science 8, pp. 19-24. Junk, The Hague.
- REZBANYAI-RESER L. 1993. Elenco attuale degli eterotteri del Canton Ticino, Svizzera meridionale (*Insecta: Heteroptera*). *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 81(1): 97-105.
- RIEHL G.K. 1992. *Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung*. Cuvillier, Göttingen, 277 pp.
- RUNGE F. 1986. *Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas*. 9th ed, Aschendorf, Münster.
- SÄNGER K. 1977. Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. *Zool. Jb. Syst.* 104: 433-488.
- SBN 1984. *Lebensraum Trockenrasen - Vielfalt aus magerem Boden*. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Sondernummer 4/84.

- SBN 1987. *Tagfalter und ihre Lebensräume*. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- SCHAEFER M. 1992. *Wörterbücher der Biologie - Ökologie*. Gustav Fischer, UTB 430, Jena.
- SCHELBERT H. & MAGGI R. 1988. *Wertvolle Umwelt*. Ein wissenschaftlicher Beitrag zur Umweltschätzung in Stadt und Agglomeration Zürich.
- SCHIEFER J. 1981. Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 22, Karlsruhe, 1-325.
- SCHIEFER J. 1984. Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58: 33-62.
- SCHLUMPRECHT H. & VÖLKL W. 1992. Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. *Nat. Landsch.* 67(1): 3-7.
- SCHMID B. & MATTHIES D. 1994. Seltenheit und Gefährdung - Populationsbiologische Grundlagen des Artenschutzes. *Naturwissenschaften* 81: 283-292.
- SCHNELLE F. 1955. *Pflanzen-Phänologie*. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- SCHREIBER K.F. & SCHIEFER J. 1985. Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: SCHREIBER K.F. (ed.) *Sukzession auf Grünlandbrachen*, pp. 111-153, Schöningh, Paderborn.
- SCHÜPBACH H. 1990. Wie dünge ich meine Wiesen richtig? *Landfreund* 7 (29. März 1990) Beilage.
- SCHWERDTFEGGER F. 1975. *Synökologie*. Parey, Hamburg.
- SEDLAG U. & WEINERT E. 1987. *Biogeographie, Artbildung, Evolution*. Gustav Fischer, Stuttgart.
- SEITZ A. & LÖSCHKE U. 1991. *Species conservation: A population biological approach*. Birkhäuser, Basel.
- SMETTAN H.W. 1991. Die Heuschreckensynusien in den Grünlandgesellschaften der nördlichen Kalkalpen unter Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. *Jb. Ver. Schutz Bergwelt* 56: 165-182.
- SMITH R.L. 1992. *Elements of Ecology*. Harper & Collins, New York.
- SOUTHWOOD T.R.E. 1989. *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. Chapman & Hall, London.
- SOUTHWOOD T.R.E., BROWN V.K. & READER P.M. 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biol. J. Linn. Soc.* 12: 327-348.
- STAMPFLI A. 1985. *Die Lindenwälder der Onsernoneschlucht (TI)*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- STAMPFLI A. 1991. Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. *Vegetatio* 96: 185-194.
- STAMPFLI A. 1992a. Effects of mowing and removing litter on reproductive shoot modules of some plant species in abandoned meadows of Monte San Giorgio. *Bot. Helv.* 102: 85-92.
- STAMPFLI A. 1992b. Year-to-year changes in unfertilized meadows of great species richness detected by point quadrat analysis. *Vegetatio* 103: 125-132.
- STAMPFLI A. 1993. *Veränderungen in Tessiner Magerwiesen: Experimentelle Untersuchungen auf Dauerflächen*. Dissertation Universität Bern.
- STAMPFLI A. 1995. Species composition and standing crop variability in an unfertilized meadow and its relationship to climatic variability during six years. *Folia Geobot. Phytotax.*, 30: 117-130.
- STAMPFLI A., LÖRTSCHER M. & GUGGISBERG F. 1992. Artenrückgang in Magerwiesen - Wissenschaftlicher Naturschutz am Monte San Giorgio. *GAIA* 1: 105-109.

- STAMPFLI A. & LÖRTSCHER M. 1993. *Pflege-Konzept für die sich bewaldenden ehemaligen Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio - Erste Etappe: 1994-1998*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- STAMPFLI A., GUGGISBERG F., BERLI S. & PESTALOZZI H.U. 1994. The abandoned *Danthonia alpina*-grasslands on Monte San Giorgio: evidence of floristic change and suggested management practices. In: LOTTER A.F. & AMMANN B. (eds.) *Festschrift Gerhard Lang, Dissertationes Botanicae* 234: 59-78.
- STAMPFLI A. & LÖRTSCHER M. 1994. *Erfolgskontrolle zum Pflege-Konzept für die sich bewaldenden Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio. Erste Etappe (1994-1998). Mit separater Ergänzung: "Geplante Eselweiden"*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- STEBLER F.G. & SCHRÖTER C. 1887. Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. *Landw. Jb. Schweiz.* 1: 93-148.
- STEIGER P. 1994. *Wälder der Schweiz. Von Lindengrün zu Lärchengold. Vielfalt der Waldbilder und Waldgesellschaften in der Schweiz*. Ott, Thun.
- STÖCKLIN J. & GISI U. 1985. Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen. In: SCHREIBER K.-F. (ed.). *Sukzession auf Grünlandbrachen*. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgert-Hohenheim 1984, pp. 101-109. Münstersche Geographische Arbeiten 20.
- STÖCKLIN J. & GISI U. 1989. Auswirkungen der Brachlegung von Mähwiesen auf die Produktion pflanzlicher Biomasse und die Menge und Struktur der Streudecke. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.* 10: 1-12.
- STRAHM R.H. 1987. *Wirtschaftsbuch Schweiz*. Ex Libris, Zürich.
- STROPPA M. 1993. *Metodi e strumenti di integrazione tra agricoltura e ambiente. Istituto di economia e politica agraria*. Università di Verona.
- STUDER-EHRENSBERGER K. 1993. *Pflanzensoziologische Untersuchungen an extensiv genutzten Rasen des Alpensüdfusses mit besonderem Schwergewicht im Insubrischen Raum*. Dissertation Universität Bern.
- SURBER E., AMIET R. & KOBERT H. 1973. *Das Brachlandproblem in der Schweiz*. Bericht Nr. 112 der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen
- SYKES J.M., HORRILL A.D. & MOUNTFORD M.D. 1983. Use of visual cover assessment as quantitative estimators of some British woodland taxa. *J. Ecol.* 71: 437-450.
- TER BRAAK C.J.F. 1987. Ordination. In: JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F. & VAN TONGEREN O.F.R. (eds.) *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 91-173. Pudoc, Wageningen.
- TER BRAAK C.J.F. 1991. *Programm CANOCO Version 3.12*. Copyright (c) 1988-1991 Agricultural Mathematics Group DLO, Wageningen.
- THIELE H.U. 1977. *Carabid beetles in their environments*. Springer, Berlin.
- THOMAS P.T. 1980. Wie reagieren Heuschrecken auf die Mahd? *Naturkundl. Beitr. DJN* 5:94-99.
- THOMET P., SCHMID W. & DACCORD R. 1989. *Erhaltung von artenreichen Wiesen*. Bericht 37 des nationalen Forschungsprogramm "Boden", Liebefeld-Bern.
- THOMET P. & THOMET-THOUTBERGER E. 1991. *Vorschläge zur ökologischen Gestaltung und Nutzung der Agrarlandschaft*. Themenbericht "Natur-Landschaft-Landwirtschaft" des Nationalen Forschungsprogrammes "Nutzung des Bodens der Schweiz". Liebefeld, Bern.
- THORENS P. 1984. Les Orthoptères (*Saltatoria*) de quelques garides du pied sud du Jura. 1. Présentation des milieux et liste faunistique. *Bull. soc. neuchâtel. Sci. nat.* 107:123-132.

- THORENS P. 1993. Effets de la fauche sur une population du Criquet *Chorthippus mollis* (CHARP.) (*Orthoptera, Acrididae*) dans une prairie du pied sud du Jura suisse. *Mitt. Schweiz. ent. Ges.* 66:173-182.
- TILMAN D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- TILMAN D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *Amer. Nat.* 125: 827-852.
- TILMAN D. & PACALA S. 1993. The maintenance of Species Richness in Plant Communities. In: RICKLEFS R.E. & SCHLUTER D. (eds.) *Species Diversity in Ecological Communities*, pp. 13-25. Univ. Chicago Press, Chicago.
- TISCHLER W. 1975. *Wörterbücher der Biologie - Ökologie*. UTB 430, Fischer, Stuttgart.
- UNA & INSECTA 1994. *Heuschrecken und Trockenstandorte: Ein Vergleich botanischer und zoologischer Bewertungskriterien, angewendet auf Wiesen von unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität im Berner Mittelland und Berner Oberland*. UNA & INSECTA, Bern und Neuenburg.
- URE; Ufficio ricerche economiche 1968. *L'agricoltura ticinese*. Bellinzona.
- USHER M.B. & JEFFERSON R.G. 1991. Creating new and successional habitats for Arthropods. In: COLLINS N.M. & THOMAS J.A. (eds.) *The conservation of insects and their habitats*, pp. 263-283. Academic Press, London.
- USHER, M.B. 1994. Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. In: USHER M.B. & ERZ W. (eds) *Erfassen und Bewerten im Naturschutz*, pp. 17-47. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- USTAT; Ufficio statistica 1994. *Annuario statistico ticinese*. Dipartimento delle finanze e dell'economia pubblica, Bellinzona.
- VALSANGIACOMO A. & VISCONTI I. 1990 *Fressversuche mit Eseln am Monte San Giorgio*. Unpubliziertes Manuskript Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- VAN DEN BERGH J.P. 1979. Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: WERGER M.J.A. (ed.) *The study of vegetation*, pp. 57-80. Junk, The Hague.
- VAN DER MAAREL E. 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 7-19.
- VAN TONGEREN D.F.R. 1987. Cluster analysis. In: JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F. & VAN TONGEREN O.F.R. (eds.) *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 74-206. Pudoc, Wageningen
- VOELLMY H. & SAUTER W. 1983. Ökologische Untersuchungen im Unterengadin; D5. Wanzen (*Heteroptera*). *Ergebn. wiss. Unters. Schweiz. Nationalparkes, N.F.* 12: 69-100.
- WACHMANN E. 1989. *Wanzen - Beobachten, Kennenlernen*. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- WACKER K. 1986. *Pflanzensoziologische Beschreibung der Goldhaferwiesen und Kalkflachmoore auf der Maiensäss Döetra im Kanton Tessin*. Diplomarbeit Universität Basel.
- WALTHER P. 1984. *Die Brachlandentwicklung im Schweizer Alpenraum 1950-1980 als geographischer Prozess*. Dissertation Universität Zürich.
- WEBER U. 1993. *Regeneration von Trespen-Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern durch Entbuschung*. Diplomarbeit ETH Zürich.
- WEISS H. 1987. *Die unteilbare Landschaft, für ein erweitertes Umweltverständnis*. Orell Füssli, Zürich.
- WELTEN M. & SUTTER R. 1982. *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz*. Birkhäuser, Basel.
- WELTER M. 1989. Mist für Grünland? *Landfreund* 19 (21. September 1989).

- WILDI O. & ORLOCI L. 1990. *Numerical exploration of community patterns*. SPB Academic Publishing bv, The Hague.
- WILLEMS J.H. 1990. Calcareous grasslands in continental Europe. In: HILLIER S.H., WALTON D.W.H. & WELLS D.A. (eds.) *Calcareous grasslands - ecology and management*, pp. 3-10. Bluntisham, Huntingdon.
- WILLEMS J.H., PEET R.K. & BIK L. 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *J. Veg. Sci.* 4: 203-212.
- Witschel M. 1980 Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden. *Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 17: 1-212.
- WOHLGEMUTH T. 1993. Der Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (Welten und Sutter 1982) auf EDV: Die Artenzahlen und ihre Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren. *Bot. Helv.* 103: 55-71.
- WOLKINGER F. & PLANK S. 1981: *Les pelouses sèches en Europe*. Collection sauvegarde de la nature 21. Conseil de l'Europe, Strasbourg.
- ZOLLER H., BISCHOF N., ERHARDT A. & KIENZLE U. 1984. Biocönoson von Grenzertragsflächen und Brachland in den Berggebieten der Schweiz. *Phytocoenologia*: 12, 373-394.
- ZOPFI H.-J. 1993a. Ecotypic variation in *Rhinanthus alectorolophus* (Scopoli) Pollich (*Scrophulariaceae*) in relation to grassland management. I. Morphological delimitations and habitats of seasonal ecotypes. *Flora* 188: 15-39.
- ZOPFI H.-J. 1993b. Ecotypic variation in *Rhinanthus alectorolophus* (Scopoli) Pollich (*Scrophulariaceae*) in relation to grassland management. II. The genotypic basis of seasonal ecotypes. *Flora* 188: 153-173.
- ZÜRCHER D. 1994. Hat die Öko-Zukunft jetzt begonnen? *Ornis* 5: 4-11.

GLOSSARIO

Abbondanza: (= frequenza) numero di organismi per unità di superficie o di volume (SCHAEFER 1992).

Agricoltura di montagna: agricoltura che interessa la fascia collinare, montana e / o alpina, dove l'attività agricola è tradizionalmente caratterizzata dall'allevamento e dalla foraggicoltura ed è svolta in strutture aziendali medie o piccole, con scarse possibilità di industrializzazione agricola e ancora gestite da nuclei familiari secondo schemi tradizionali.

Agricoltura tradizionale: agricoltura basata su metodi e schemi di sfruttamento estensivi, fondata sull'allevamento e la foraggicoltura, le cui attività fanno parte del bagaglio storico e culturale della tradizione rurale.

Analisi delle corrispondenze: → ordinazione.

Analisi gerarchica: metodo statistico multifattoriale che permette di effettuare una classificazione di comunità di organismi, grazie ad esempio a liste di specie. La rappresentazione grafica con un diagramma ad albero (= dendrogramma) permette di evidenziare dei raggruppamenti.

Battitura: i cespugli e gli alberi bassi vengono scossi con un bastone, in modo da poter raccogliere gli animali che cadono in un pezzo di stoffa disteso a terra.

Biocenometro: telaio (100 cm 100 cm 80 cm) con pareti di stoffa, che viene sistemato velocemente nella vegetazione per rilevare quantitativamente alcuni gruppi di invertebrati (ortotteri, eterotteri, ecc.).

Biomassa: massa di gruppi di organismi o di viventi presenti in un determinato momento per unità di superficie o volume (SCHAEFER 1992). Nel capitolo I/2.1 massa totale della vegetazione vivente (= fitomassa); il rendimento comprende invece solo la vegetazione tolta con uno sfalcio, cioè la fitomassa fino a 3 - 5 cm dal suolo.

Biotopo: (= ambiente) luogo di vita di una comunità di viventi, di una certa dimensione minima, omogenea e con caratteristiche definibili rispetto ai suoi dintorni (SCHAEFER 1992).

Cattura-ricattura: metodo utilizzato per lo studio delle popolazioni animali, che si basa sulla cattura e sulla marchiatura di un certo numero di individui, poi rilasciati; la percentuale di individui marcati ricatturati in seguito permette tra l'altro di determinare l'entità di tutta la popolazione e il legame ad un determinato ambiente degli organismi.

Classificazione: insieme di metodi statistici che permettono di ordinare gli oggetti di studio (comunità di animali o vegetali, superfici, ecc.) in gruppi secondo criteri stabiliti.

Collinare: → fasce altitudinali.

Concorrenza: influenza reciproca di due o più specie con sovrapposizione più o meno continua delle esigenze per quanto riguarda la → nicchia ecologica. Spesso si distingue tra concorrenza diretta o diffusa: nel primo caso si intende concorrenza diretta ed evidente per una risorsa limitata; nel secondo invece si tratta di concorrenza meno evidente, che si manifesta in parecchie piccole sovrapposizioni delle necessità.

Condizioni stazionali: somma dei fattori ecologici che influenzano un organismo vivente o una comunità di viventi.

Copertura, grado di copertura: nello studio della vegetazione si tratta della superficie che coprono gli individui di una specie (grado di copertura) o che copre tutta la vegetazione (copertura) (RUNGE 1986). Nei rilevamenti fitosociologici generalmente i gradi di copertura delle specie vengono stimati in classi di copertura.

"Critical loads": stima quantitativa della soglia critica di esposizione ad una sostanza nociva, sotto la quale secondo le conoscenze attuali non si riscontrano effetti nocivi su elementi sensibili dell'ambiente (BRODIN & KUYLENSIERNA 1992).

Dati semiquantitativi: valori assoluti ridotti a poche classi (ad esempio per i valori di abbondanza).

Diagramma ad albero: (= dendrogramma) rappresentazione grafica della struttura in gruppi del corpo dati, elaborata tramite un'analisi gerarchica (metodo multifattoriale).

Diagramma di ordinazione: rappresentazione grafica delle similitudini, elaborate tramite un'ordinazione, tra le comunità di organismi, generalmente lungo due assi.

Ecosistema: totalità delle popolazioni delle diverse specie e delle componenti abiotiche dell'ambiente, presenti nello stesso momento e nello stesso luogo e che interagiscono in una rete complessa di relazioni.

Ecosistema seminaturale: ecosistema poco influenzato dall'uomo.

Effetto margine: fenomeni che si sviluppano spesso ai confini degli ecosistemi, ad esempio una maggiore diversità di specie e di strutture.

Erbe: specie vegetali non legnose, escluse le graminacee.

Fasce altitudinali: fasce definite dalla vegetazione, principalmente basate sulla vegetazione boschiva naturale e potenziale (ad esempio collinare / submontana: boschi di quercia; montana: boschi di faggio).

Zone altitudinali per il versante meridionale delle Alpi secondo l'Inventario federale delle foreste

	su substrato basico esposizione nord / sud	su substrato acido esposizione nord e sud
collinare / submontana	< 750 m / < 850 m	< 850 m
montana inferiore	-1150 m / -1200 m	-1100 m
montana superiore	-1400 m / -1500 m	-1500 m

Fenologia: successione degli stadi di crescita e di sviluppo degli esseri viventi che ricorrono regolarmente nell'andamento annuale.

Fitosociologia: scienza che studia le associazioni vegetali e le loro relazioni con l'ambiente (BRAUN-BLANQUET 1964). Gruppi di specie fitosociologiche ("Trennarten" e "Kennarten") permettono di differenziare le associazioni vegetali e mostrano la loro "parentela".

Fluttuazioni: cambiamenti della frequenza degli individui delle diverse specie vegetali, che non influiscono a lungo termine sull'aspetto generale della vegetazione (MILES 1979).

Germogli riproduttivi: moduli che almeno potenzialmente possono produrre frutti o fiori ("modulo" inteso come concetto morfologico nel senso di BORKAMM *et al.* 1991).

Indicatori ecologici: comportamento ecologico di una specie, espresso con un valore e secondo una scala definita, rispetto ad un certo fattore stazionale (ad esempio all'umidità, presenza di azoto; LANDOLT 1977, ELLENBERG *et al.* 1991).

Indice di Renkonen: (= "percentage similarity") misura della similitudine di due liste di specie secondo la formula: $P \sum \min(p_{1i}, p_{2i})$, dove P = indice di Renkonen, p_{1i} = percentuale della specie i nella lista 1, p_{2i} = percentuale della specie i nella lista 2. L'indice varia da 0 (nessuna affinità) a 1 (affinità completa).

"Lateinisches Quadrat": esperimento nel quale le unità sperimentali (trattamenti) sono ordinate in modo da comparire esattamente una volta in ogni colonna e in ogni riga di un quadrato.

Metodo puntuale: metodo quantitativo per rilevare la frequenza delle popolazioni vegetali negli ambienti pratici. I valori della frequenza vengono qui considerati come misure specifiche delle popolazioni (STAMPFLI 1991, 1992b, 1995).

Montano, a: → fasce altitudinali.

Nicchia ecologica: sfera vitale di una stirpe di animali o vegetali in un complesso di relazioni tra organismi coesistenti e componenti non organiche dell'ambiente (SEDLANG & WEINERT 1987).

Numero dell'azoto: indicatore ecologico per le specie vegetali dell'Europa centrale secondo ELLENBERG *et al.* (1991), con scala da 1 (indicatore di povertà di azoto) a 9 (indicatore di ricchezza di azoto), (comportamento indifferente), ? (comportamento non chiaro).

“Nunatak”: areale, generalmente formazione montagnosa, libero dal ghiaccio in una regione completamente gelata (SCHAEFER 1992).

Ordinazione: concetto generale che include metodi statistici multifattoriali (analisi delle componenti principali, analisi delle corrispondenze, ecc.). La similitudine tra le comunità di organismi viene ricavata dall'elaborazione statistica delle liste di specie e calcolata in una rete di relazioni pluridimensionale. Le distanze pluridimensionali tra le comunità vengono rappresentate in un diagramma a due assi (→ diagramma di ordinazione).

Paesaggio: secondo il Piano direttore cantonale “il paesaggio comprende l'insieme dei beni ambientali e dei complessi di relazioni secondo cui l'ambiente si intreccia con la vita, non solo estetica, ma anche socio-economica. Il paesaggio rispecchia quindi le relazioni tra le componenti antropiche e le componenti naturali distribuite nel territorio”.

Piramide trofica: classificazione funzionale di organismi di una comunità in rapporto alle loro relazioni alimentari. Il primo o il più basso livello, comprende le piante, il secondo gli erbivori e il terzo i carnivori.

Popolazione: gruppo di individui della stessa specie in un comparto limitato, definito più o meno arbitrariamente (BORNKAMM *et al.* 1991).

Presenza (“Stetigkeit”): frequenza della presenza di una specie in un certo numero di rilevamenti botanici di un'unità di vegetazione (BRAUN-BLANQUET 1964).

Programma-base, superfici del: scelta di 17 superfici campione nelle quali sono stati rilevati dati di tutti gli invertebrati considerati (ad eccezione degli eterotteri) e delle piante (dettagli vedi appendice B).

Resistenza (“Raumwiderstand”): resistenza incontrata da un animale che vive in prossimità del suolo quando si sposta; viene principalmente determinata dalla struttura del terreno e della vegetazione (HEYDEMANN 1957).

Reticolo ecologico: intreccio di ambienti diversificati o passaggi lineari che, permettendo il movimento e il contatto delle popolazioni sparse sul territorio, rendono possibile la sopravvivenza a lungo termine delle popolazioni e delle specie (migrazioni stagionali, colonizzazione di nuovi biotopi, ricerca di risorse alimentari, scambio genetico, ecc.).

Retino falciatore: retino robusto grazie al quale vengono catturati gli invertebrati che vivono nella vegetazione, “falciandola” a destra e a sinistra lungo un percorso fisso con un certo numero di colpi.

Rustico: Edificio un tempo utilizzato nell'ambito delle tradizionali attività agricole (stalla, fienile, abitazione dei monti, ecc.), oggi localizzato fuori dalle Zone edificabili del Piano regolatore comunale, spesso semidiroccato o completamente diroccato, oppure riattato e trasformato in residenza secondaria.

Somma delle abbondanze: somma dei → dati semiquantitativi dell'abbondanza (valori di abbondanza).

Specie caratteristiche: specie che permettono di separare gli ambienti o i tipi di vegetazione; definiamo qui le specie differenziali come quelle che sono almeno 4 volte più frequenti nel rispettivo ambiente o tipo di vegetazione (presenza almeno 4 volte maggiore). Il concetto non viene utilizzato in senso strettamente fitosociologico (vedi fitosociologia).

Specie differenziali: specie presenti negli ambienti o nei tipi di vegetazione da confrontare con abbondanze diverse, che aiutano perciò a caratterizzarli. Le specie vengono qui considerate caratteristiche quando sono presenti, negli ambienti o nei tipi di vegetazione che caratterizzano, con una copertura media almeno doppia, rispetto ad altri ambienti o tipi di vegetazione. Il concetto non viene utilizzato in senso strettamente fitosociologico.

Strategia: combinazione di caratteri del ciclo vitale di una specie che può venire considerata come un adattamento a determinate condizioni ambientali (BORNKAMM *et al.* 1991). GRIME *et al.* (1988) ordinano le specie vegetali più comuni della Gran Bretagna in tre categorie o combinazioni principali (C “competitive”, S “tolleranti lo stress”, R “ruderali”).

Submontano, a: → fasce altitudinali.

Successione secondaria: processo dinamico, che si instaura, ad esempio in prati, pascoli e campi, dopo la cessazione dello sfruttamento agricolo e che determina il cambiamento della composizione e della struttura della vegetazione.

Tollerante lo stress: → strategia.

Transetti: metodo per rilevare gli invertebrati, percorrendo le superfici campione lungo percorsi a serpentina (distanza tra le linee da 5 a 20 m) e contando gli animali osservati a sinistra e a destra a vista (ad esempio i lepidotteri), acusticamente (ad esempio i maschi degli ortotteri) o catturati con un retino per essere determinati in laboratorio (specie di difficile determinazione senza microscopio o binoculare).

Trappole Barber: contenitori (bicchieri) infossati nel terreno fino al livello della sua superficie, grazie ai quali vengono catturati gli invertebrati che vivono a terra e che spostandosi vi cadono dentro. I bicchieri sono riempiti con una certa quantità di soluzione che uccide e fissa gli animali (formalina).

APPENDICE

APPENDICE A

RICERCHE SPERIMENTALI A LUNGO TERMINE

Le parcelle sperimentali di Negrentino (Valle di Blenio) sono state delimitate nel 1988 in un prato magro secco e ricco di specie, ad un'altitudine di 820 m s.m. (STAMPFLI 1993). Un'area di 250 m² di un prato, falciato tradizionalmente due volte all'anno e localizzato su un versante meridionale con suolo profondo e leggermente acido ($\text{pH}[\text{H}_2\text{O}] = 5.4$; 0-10 cm), è stata recintata e gestita in modo controllato. Nove parcelle di 2 m x 2.2 m sono stati falciati con la falce nei periodi tradizionali di fienagione, nove parcelle della stessa grandezza sono invece state abbandonate. I dati sulla vegetazione sono stati rilevati annualmente in giugno a partire dal 1988 (determinazione delle frequenze con il metodo puntuale^G), rispettivamente in giugno e settembre (rendimento del foraggio delle parcelle falciate). I metodi sono già stati pubblicati in STAMPFLI (1991, 1992b e 1995).

Le parcelle sperimentali di Pree (Monte Generoso 980 m s.m.) sono state delimitate in un prato secco ricco di specie, falciato una volta all'anno e pascolato alla fine dell'estate da un decennio, che è stato pure concimato ogni due o tre anni con letame (STAMPFLI 1993). Dal 1988 sono stati recintati, sul versante meridionale con pendenza 20° e suolo profondo circa 60 cm e leggermente acido ($\text{pH}[\text{H}_2\text{O}] = 5.2$; 0-10 cm), 4 blocchi di 4 parcelle ciascuno di 4 m x 5 m e da allora gestite in modo controllato. A ogni blocco è stato assegnato casualmente in ciascuna parcella un certo tipo di gestione. Due parcelle per blocco sono state falciate annualmente con la falce, all'inizio di luglio e concimate con diversi tipi di concime: una in febbraio del 1989 e del 1990 con concime minerale PK "adatto" (secondo LBL / FAP 1989, P+K: 35+105 kg/ha); l'altra tradizionalmente, nel tardo autunno 1989-1991, con letame (2.25 kg/m², contenuto NPK: < 50, 10-20, 50-60 kg/ha). Le altre due parcelle di ogni blocco non sono state concimate: una è stata regolarmente falciata, come controllo, l'altra è stata abbandonata per lo studio della successione secondaria. I dati sono stati raccolti annualmente a partire dal 1988, tra la fine giugno e l'inizio di luglio.

Le parcelle sperimentali di Egerkingen (Giura, 580 m s.m.) sono state delimitate all'inizio del 1992 in un prato secco (KOST 1995). Si tratta di parcelle recintate, localizzate in un versante esposto a sud con pendenza di circa 15°, su suolo ricco di scheletro a substrato basico ($\text{pH}[\text{H}_2\text{O}] = 7.3$; 0-10 cm). I 25 campi di un "Lateinisches Quadrat"^G (5 trattamenti, 5 ripetizioni) ciascuno di 1 m² sono stati concimati, annualmente in aprile dal 1992 al 1994, con concimi minerali P, PK e NPK e con letame nelle quantità consigliate per una gestione "poco intensiva" dei prati (SCHÜPACH 1990) (N, P, K 1992: 25, 30, 60 kg/ha; N, P, K, 1993/1994: 25, 60, 190 kg/ha); 5 parcelle non sono state concimate (controllo). I dati sono stati rilevati annualmente in maggio (dinamica delle popolazioni, misurazioni morfologiche) e all'inizio di luglio (rendimento).

Le parcelle sperimentali di Poma (Monte Generoso, 990 m s.m.) sono state delimitate in un prato magro abbandonato da 20 anni, precedentemente concimato con letame (STAMPFLI 1993). Dal 1988 sono state recintate delle parcelle adiacenti di 6 m x 12 m, localizzate su un versante esposto a sud e con pendenza di circa 15° su suolo acido e profondo almeno 60 cm ($\text{pH}[\text{H}_2\text{O}] = 5.0$; 10 cm); da allora sono state gestite in modo controllato. Due parcelle sono state annualmente falciate con la falce all'inizio di luglio, delle quali una in ottobre una seconda volta, anche se dal 1990 ciò non è stato quasi più possibile a causa del bassissimo rendimento. La terza parcella non è mai stata gestita. I dati sono stati rilevati annualmente dal 1988 a fine giugno-inizio luglio (rendimento, germogli riproduttivi) e in ottobre (frequenza delle specie vegetali presenti, metodo puntuale^G).

Le parcelle sperimentali di Paruscera (Monte San Giorgio, 960 e 930 m s.m.) sono state delimitate in un prato magro, secco e abbandonato da 35 anni, libero da specie legnose, bruciato nel 1965 (STAMPFLI 1993, STAMPFLI *et al.* 1994). Le due superfici si trovano su un versante esposto a sudovest, con pendenza di circa 15° e su suolo ricco di argilla e carbonati ($\text{pH}[\text{H}_2\text{O}] = 5.8/6.4$; 10 cm) di diversa profondità. La superficie con suolo più profondo, dominata dalla *Molinia arundinacea*, è stata suddivisa in tre parcelle di 6 m x 6 m ciascuna: una è stata falciata annualmente all'inizio di agosto, una non è stata gestita, mentre nell'ultima in primavera, è stato tolto lo strame dell'anno precedente. La parcelle con suolo poco profondo, con poca *Molinia*, di 6 m x 12 m è stata suddivisa in quattro quadrati di 9 m², che all'inizio di agosto sono stati falciati rispettivamente non gestiti. I dati sono stati raccolti annualmente dal 1988 alla fine di luglio.

APPENDICE B

LE SUPERFICI DI STUDIO DEL PROGRAMMA-BASE

Si tratta di 25 superfici campione, distribuite in 13 località del Ticino, scelte per i rilevamenti zoologici delle ricerche svolte nell'ambito del Progetto prati e pascoli magri del Ticino.

regione	località di studio	codice	tipo di ambiente	esposizione	altitudine	coordinate
Valle di Blenio	Negrentino	NEMA	prato magro	S	830	714105/146730
		NEFE	prato concimato	ENE	790	714200/146760
	Brinzosca	BRMA	prato magro	ESE	1000	714860/150075
		BRFE	prato concimato	ESE	990	714890/150115
		BRBR	prato abb. erboso	SE	980	714800/149950
	Valà	VAMA	prato magro	NE	860	716650/142700
	Fisigora	FIBR	prato abb. cespugliato	SSE	1130	713650/149250
Valle Morobbia	Melera	MEMA	prato magro	SSO	1020	726350/114840
		MEFE	prato concimato	SSO	1000	726340/114775
		MEBR	prato abb. cespugliato	SSO	1040	726375/114875
Centovalli	Lionza	LIMA	prato magro	SE	800	691050/113270
		LIBO	prato abb. erboso	SE	940	690975/113450
		LIBU	prato abb. cespugliato	SE	860	690575/113450
	Palagnedra	PAMA	prato magro	N	760	692225/111730
		PAFE	prato concimato	NNE	725	692325/112075
		PABR	prato abb. erboso	NNE	770	692200/111650
Monte Generoso	Pree	PRMA	prato magro	S	960	722080/84275
		PRFE	prato concimato	SSO	960	721950/84340
		PRWE	pascolo	S	1000	722080/84300
	Poma	POBR	prato abb. cespugliato	SSE	1000	722220/84200
	Peregai	PEMA	prato magro	SSO	1000	723300/86550
		PEBR	prato abb. erboso	SSO	1000	723350/86530
Monte S. Giorgio	Paruscera	DOBR	prato abb. cespugliato	SO	1000	717550/85225
	Forello	FOBR	prato abb. erboso	SO	1000	717110/85660
	Cugnoli	CUBR	prato abb. erboso	SO	1000	717360/85360

APPENDICE C

PUBBLICAZIONI SCIENTIFICHE E RAPPORTI ELABORATI NELL'AMBITO DEL PROGETTO PRATI E PASCOLI MAGRI DEL TICINO

Pubblicazioni scientifiche

- ANTOGNOLI C. 1994. Ortoteri (Insecta, Saltatoria) e mantidi (Insecta, Mantodea) degli ambienti prativi della fascia montana del Cantone Ticino (Svizzera). *Boll. Soc. tic. Sci. nat.* 82(2): 51-68.
- BERLI S., SCHWEINGRUBER H. 1992. Auswirkungen des Waldbrandes vom 10. bis 14. Mai 1965 am Monte San Giorgio, Tessin, Schweiz: eine dendroökologische Studie. *Schweiz. Z. Forst.* 143/12: 967 - 982.
- HÄNGGI A. 1989. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin II - Bemerkenswerte Spinnenfunde aus Magerwiesen der Montanstufe. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 62: 167-174.
- HÄNGGI A. 1990. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin III - Für die Schweiz neue und bemerkenswerte Spinnen (*Arachnida: Araneae*). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 63: 153-167.
- HÄNGGI A. 1992. Spinnenfänge in Magerwiesen und Brachen aus dem Tessin - Unkommentierte Artenlisten. *Arachnol. Mitt.* 4: 59-78.
- HÄNGGI A. 1993a. Minimale Flächengrösse zur Erhaltung standorttypischer Spinnengemeinschaften - Ergebnisse eines Vorversuches. C.R. XIIIe Coll. europ. Arachnol. Neuchâtel 2-6 septembre 1991. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat.* 116: 105-112.
- HÄNGGI A. 1993b. Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kantons Tessin IV - Weitere faunistisch bemerkenswerte Spinnenfunde der Tessiner Montanstufe (*Arachnida: Araneae*). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 66: 303-316.
- LÖRTSCHER M., HÄNGGI A. & ANTOGNOLI C. 1994. Zoological arguments for managing the abandoned grasslands on Monte San Giorgio - based on data of three invertebrate groups (Lepidoptera, Araneae, Saltatoria). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 67: 421-435.
- LÖRTSCHER M., ERHARDT A. & ZETTEL J. 1995. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* 18: 15-26.
- OTTO A. 1994. Für die Schweiz neue oder selten gesammelte Wanzen-Arten. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 67:189 - 197.
- OTTO A., DORN S., ZETTEL J. & BENZ G. 1995. Wiesenutzung beeinflusst Wanzenvielfalt. *Agrarforschung* 2(5): 189-192.
- STAMPFLI A. 1991. Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. *Vegetatio* 96: 185-194.
- STAMPFLI A. 1992a. Effects of mowing and removing litter on reproductive shoot modules of some plant species in abandoned meadows of Monte San Giorgio. *Bot. Helv.* 102: 85-92.
- STAMPFLI A. 1992b. Year-to-year changes in unfertilized meadows of great species richness detected by point quadrat analysis. *Vegetatio* 103: 125-132.

- STAMPFLI A. 1995. Species composition and standing crop variability in an unfertilized meadow and its relationship to climatic variability during six years. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 117-130.
- STAMPFLI A., LÖRTSCHER M. & GUGGISBERG F. 1992. Artenrückgang in Magerwiesen - Wissenschaftlicher Naturschutz am Monte San Giorgio. *GAIA* 1: 105-109.
- STAMPFLI A., GUGGISBERG F., BERLI S. & PESTALOZZI H.U. 1994. The abandoned *Danthonia alpina*-grasslands on Monte San Giorgio: evidence of floristic change and suggested management practices. In: LOTTER A.F. & AMMANN B. (eds.) *Festschrift Gerhard Lang, Diss. Bot.* 234: 59-78.

Pubblicazioni scientifiche in preparazione

- ANTOGNOLI C. (in prep.). Orthoptera communities of differently managed meadows in Ticino (Southern Switzerland).
- KOST C. (in prep.). Population level response to fertilization: changes in population structure and population dynamics of four species in a field-experiment in the Swiss Jura mountains.
- LÖRTSCHER M., ERHARDT A., ZETTEL J. (in prep.). Habitat partitioning of Lepidoptera in traditionally managed grasslands.
- LÖRTSCHER M., ERHARDT A., ZETTEL J. (in prep.). Local movement patterns of three common grassland butterflies in a traditionally managed landscape.
- SCHWARZWÄLDER B., LÖRTSCHER M., ERHARDT A. & ZETTEL J. (in prep.). Habitat utilization by the heath fritillary butterfly *Mellicta athalia* ssp. *celadussa* on Monte Generoso in grasslands of different management.
- SCHWARZWÄLDER B., LÖRTSCHER M., ZETTEL J. & ERHARDT A. (in prep.). The effects of resuming the mowing in abandoned grasslands on Lepidoptera on Monte Generoso, Switzerland.

Lavori di dottorato, di licenza e di diploma

- AKERET E. 1991. *Magerrasen und ihre Sukzessionsstadien bei Anveuda*. Diplomarbeit Universität Basel.
- ANTOGNOLI C. (in prep.). *Ortotteri dei prati magri e dei prati abbandonati del Ticino (Svizzera)*. Dissertation Universität Bern.
- BERLI S. 1990. *Waldbrände am Monte San Giorgio: eine dendroökologische Studie*. Diplomarbeit Universität Basel und WSL Birmensdorf.
- GUGGISBERG F. 1990. *Verbuschende Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- HÄFELFINGER S. (in prep.). *Überblick über die von mageren Wiesen ausgehende Bracheentwicklung in der montanen Stufe des Kantons Tessin*. Dissertation Universität Bern.
- KOST C. 1995. *Einfluss von Düngung auf Populationsstruktur, Populationsdynamik und Morphologie von Magerwiesenarten*. Dissertation Universität Bern.
- LENZIN-HUNZIKER H. 1991. *Vegetations-Untersuchungen in der ober-subalpinen Stufe der Tessiner Alpen. Folgen der Nutzungsintensivierung und Nutzungsaufgabe eines (un-) regelmässig gemähten Borstgrasrasens (Geo montani-Nardetum)*. Dissertation Universität Basel.

- LÖRTSCHER M. 1994. *Habitat use and conservation of Lepidoptera in traditionally managed and abandoned grasslands of Southern Switzerland*. Dissertation Universität Bern.
- NYFFELER G. 1995. *Regeneration aufgellassener Magerwiesen in der Valle di Muggio*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- OTTO A. (in prep.). *Die Wanzenfauna montaner Magerwiesen und Grünbrachen im Kanton Tessin, eine faunistisch-ökologische Untersuchung*. Dissertation ETH Zürich.
- PESTALOZZI H.U. 1990. *Wiesen und Weiden von Bordei / Centovalli TI*. Lizentiatsarbeit Universität Bern.
- SCHWARZWÄLDER B. 1995. *The effects of resuming the mowing in abandoned grasslands on Lepidoptera on Monte Generoso, Switzerland*. Dissertation Universität Bern.
- STAMPFLI A. 1993. *Veränderungen in Tessiner Magerwiesen: Experimentelle Untersuchungen auf Dauerflächen*. Dissertation Universität Bern.
- STUDER-EHRENSBERGER K. 1993. *Pflanzensoziologische Untersuchungen an extensiv genutzten Rasen des Alpensüdfusses mit besonderem Schwergewicht im Insubrischen Raum*. Dissertation Universität Bern.

Rapporti interni non pubblicati

- BESOMI L. 1990. *Agricoltura: analisi aziendale*. Rapporto interno del progetto "prati e pascoli magri ticinesi", Universität Bern.
- BERLI S. 1991. *Feuerwirkungen auf Pflanzen, Tiere und Boden in Wieslandgesellschaften*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- PESTALOZZI H.U. 1991. *Boden und Vegetation der Untersuchungsflächen: Versuch einer Synthese*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- STAMPFLI A. & LÖRTSCHER M. 1993. *Pflege-Konzept für die sich bewaldenden ehemaligen Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio - Erste Etappe: 1994-1998*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- STAMPFLI A. & LÖRTSCHER M. 1994. *Erfolgskontrolle zum Pflege-Konzept für die sich bewaldenden Wiesen und Weiden auf dem Monte San Giorgio. Erste Etappe (1994-1998). Mit separater Ergänzung: "Geplante Eselweiden"*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".
- VALSANGIACOMO A. & VISCONTI I. 1990. *Fressversuche mit Eseln am Monte San Giorgio*. Interner Bericht Projekt "Tessiner Magerweisen und -weiden".

Articoli e materiali divulgativi

- ANTOGNOLI C. & PUSTERLA M. 1990. Prati magri: presto solo un ricordo? *Il Nostro Paese* 197: 51-58.
- LÖRTSCHER M., GUGGISBERG F., LÜTHY J. & SCHMID W. 1989. Magerwiesen im Tessin - bald nur noch Vergangenheit? (Tod der Schmetterlinge?). *Unipress* 62: 13-15.
- PEISKER C. 1988. Magerwiesen faszinieren Naturschützer und Forscher. *CH-Forschung* 8: 6-12.
- TELEVISIONE DELLA SVIZZERA ITALIANA 1988. *Natura Amica* - 5 Kurzfilme über verschiedene Projektthemen (Negrentino, Dötra, San Giorgio, Pree und Heuschrecken).