ISTITUTO PER LA QUALIFICAZIONE E L'AGGIORNAMENTO
TECNICO-PROFESSIONALE IN AGRICOLTURA - BRESCIA
FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE E ZOOTECNICHE - BRESCIA
UNIVERSITÀ DI MILANO - FACOLTÀ DI MEDICINA VETERINARIA
ISTITUTO NAZIONALE DI BIOLOGIA DELLA SELVAGGINA
«ALESSANDRO GHIGI» - OZZANO EMILIA (BO)

GESTIONE E PROTEZIONE DEL PATRIMONIO FAUNISTICO

Atti I e II Corso di Aggiornamento
Brescia, 1989-1990

32

EDITO A CURA
DELL'ISTITUTO PER LA QUALIFICAZIONE E L'AGGIORNAMENTO
TECNICO - PROFESSIONALE IN AGRICOLTURA - BRESCIA

GESTIONE E PROTEZIONE DEL PATRIMONIO FAUNISTICO

Atti I e II Corso di Aggiornamento - Brescia, 1989-1990

Nella stessa collana sono stati pubblicati i seguenti volumi:

1 - 1979 Infezioni respiratorie del bovino
2 - 1980 L'oggi e il domani della sulfamidoterapia veterinaria
3 - 1980 Ormoni della riproduzione e Medicina veterinaria
4 - 1980 Gli antibiotici nella pratica veterinaria
5 - 1981 La leucosi bovina enzootica
6 - 1981 La «Scuola per la Ricerca Scientifica» di Brescia
7 - 1982 Gli indicatori di Sanità Veterinaria nel Servizio Sanitario Nazionale
8 - 1982 Le elmintiasi nell'allevamento intensivo del bovino
9 - 1983 Zoonosi ed animali da compagnia
10 - 1983 Le infezioni da Escherichia coli degli animali
11 - 1983 Immunogenetica animale e immunopatologia veterinaria
12 - 1984 Il controllo delle affezioni respiratorie del cavallo
13 - 1984 1° Simposio Internazionale di Medicina veterinaria sul cavallo da competizione
14 - 1985 5° Simposio Nazionale Associazione Scientifica di Produzione Animale
15 - 1985 La malattia di Aujesky. Attualità e prospettive di profilassi nell'allevamento suino.
16 - 1986 Immunologia comparata della malattia neoplastica
17 - 1983 6° Congresso Nazionale Associazione Scientifica di Produzione Animale
18 - 1987 Embryo transfer oggi: problemi biologici e tecnici aperti e prospettive
19 - 1987 Coniglicoltura: tecniche di gestione, ecopatologia e marketing
20 - 1988 Trentennale della Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, 1956-1986.
21 - 1989 Le infezioni erpetiche del bovino e del suino
22 - 1989 Nuove frontiere della diagnostica nelle scienze veterinarie
23 - 1989 La rabbia silvestre: risultati e prospettive della vaccinazione orale in Europa
24 - 1989 Chick Anemia ed infezioni enteriche virali nei volatili
25 - 1990 Mappaggio del genoma bovino
26 - 1990 Riproduzione nella specie suina
27 - 1990 La nube di Chernobyl sul territorio bresciano
28 - 1991 Le immunodeficienze da retrovirus e le encefalopatie spongiformi
29 - 1991 La sindrome chetosica nel bovino
30 - 1991 Atti del convegno annuale del gruppo di lavoro delle regioni Alpine per la profilassi delle mastiti
31 - 1991 Allevamento delle piccole specie

ISTITUTO PER LA QUALIFICAZIONE
E L'AGGIORNAMENTO TECNICO-PROFESSIONALE
IN AGRICOLTURA - BRESCIA

UNIVERSITÀ DI MILANO
FACOLTÀ DI MEDICINA VETERINARIA

FONDAZIONE INIZIATIVE ZOOPROFILATTICHE
E ZOOTECNICHE - BRESCIA

ISTITUTO NAZIONALE DI BIOLOGIA
DELLA SELVAGGINA «ALESSANDRO GHIGI»
OZZANO EMILIA (BO)

GESTIONE E PROTEZIONE DEL PATRIMONIO FAUNISTICO

Atti I e II Corso di Aggiornamento
Brescia, 1989-1990

EDITO A CURA DELL'ISTITUTO PER LA QUALIFICAZIONE
E L'AGGIORNAMENTO TECNICO - PROFESSIONALE IN AGRICOLTURA - BRESCIA

I Corsi, a numero chiuso di 30 allievi ciascuno, sono stati tenuti a Laureati in Medicina Veterinaria, Scienze Agrarie, Scienze Biologiche, Scienze Forestali, Scienze Naturali e Scienze della Produzione Animale. Le lezioni, con frequenza obbligatoria settimanale, si sono susseguite dal 14 aprile al 30 giugno 1989 e dal 6 aprile all'8 luglio 1990, rispettivamente per il I e II Corso. Sono seguite uscite su campo al Parco del Ticino ed al Parco Nazionale dello Stelvio (Val Zebrù e Val di Rabbi).
A conclusione dei Corsi sono stati effettuati esami con prova scritta ed orale e rilascio, ai giudicati idonei, di relativo attestato.

Finalità	Assistenza tecnica specializzata
Coordinatori	P. Lanfranchi O. Milesi - S. Toso
Assistenza tecnica	P.F. Guadagnini G.L. Gualandi

© 1991 - Edito a cura dell'Istituto per la Qualificazione e l'Aggiornamento Tecnico-Professionale in Agricoltura - Brescia - Dicembre 1991

Tipolitografia La Nuova Cartografica - Brescia, 1991

INDICE

Prefazione pag. 7

Presentazione 9

Introduzione 11

T. Balbo
Presupposti, significato e limiti dell'ecopatologia nell'attuale contesto territoriale e culturale del nostro paese 13

P. De Franceschi
Caratteristiche dei principali ecosistemi italiani e relative zoocenosi 27

M. Fasola
Zoocenosi degli ambienti umidi in Italia e loro conservazione 43

M. Verga
Elementi di etologia applicata: avifauna allevata 49

E. Randi
Genetica e conservazione 61

G. Gandini
Gestione genetica e demografica delle piccole popolazioni 67

G. Pacchetti - G. Tosi
Appunti e note di dinamica di popolazione 73

P.G. Meneguz - L. Rossi
Metodi di censimento dei cervidi autoctoni 93

A. Meriggi
Criteri di analisi e valutazione ambientale: galliformi e lagoformi 103

R. Cocchi
Identificazione, valutazione e controllo dei danni causati dalla fauna selvatica agli ambienti agrari 119

E. Pulzoni
Identificazione, valutazione e controllo dei danni causati dalla fauna selvatica agli ambienti forestali 133

F. Tradati - E. Ferro - C. Fraquelli
L'esame semeiologico nei ruminanti selvatici e patologie non trasmissibili 163

C. Genchi - M.T. Manfredi
Principi di epidemiologia 177

A. Gaffuri
Tecniche di raccolta e di conservazione del materiale biologico per il trasporto al laboratorio diagnostico 189

E. Lodetti
Zoonosi silvestri 195

P. Boni
La trichinellosi negli animali selvatici 203

F. Tolari
Ruolo degli animali selvatici nell'epidemiologia delle leptospirosi 213

D. Gallazzi - T. Rota - E. Facchin
Cause di malattia e morte nelle lepri del Nord Italia 221

A. Giovannini
Problemi di gestione della volpe e strategie di intervento 237

M. Ambrosi
Gestione e controllo parassitologico degli allevamenti di ungulati a scopo alimentare 255

P. Lanfranchi
Parassiti e gestione sanitaria del patrimonio faunistico 269

A. Locatelli - P. Sartorelli
Lo stress negli animali 283

R. Vitali
Tecniche di indicizzazione degli impatti sugli ecosistemi naturali 285

P.P. Mussa - M. Debernardi
Miglioramento degli habitat e produzione naturale di selvaggina 295

A. Gariboldi
Interventi di miglioramento e recupero ambientale: le zone umide 303

V. Peracino - B. Bassano
Risultati di un programma di reintroduzione e ripopolamento in ambiente alpino 315

G. Ferrario
Pianificazione dell'attività venatoria e gestione della fauna selvatica 325

G. Colombi
Problemi e organizzazione del servizio di vigilanza nel settore della caccia, pesca e tutela ambientale 345

A. Ferrari
Normativa e legislazione delle aree protette 351

W. Frigo
Problemi del parco nazionale dello Stelvio 369

L. Rota
Problemi di gestione di un parco regionale 381

Ai lettori,

in un momento in cui il problema "ambiente" sta assumendo una dimensione sempre più importante, si è ritenuto utile cercare di fornire la conoscenza delle più recenti acquisizioni per un fattivo contributo alla preparazione e qualificazione di tecnici nello specifico contesto della gestione e protezione del patrimonio faunistico.

Con questo spirito sono stati organizzati i Corsi di Aggiornamento che hanno avuto un notevole consenso, come dimostrato dalle oltre 300 domande di iscrizione pervenute da tutta Italia, tra laureati di discipline tecniche, a riprova dell'attualità dei temi trattati. Proprio di fronte a questo interesse si è resa necessaria la scelta del numero chiuso, in relazione anche ai sopralluoghi in areali di particolare interesse naturalistico. Tali sopralluoghi, pur necessariamente limitati a pochi giorni, hanno consentito agli Allievi di confrontarsi direttamente con le concrete realtà.

Alle Direzioni del Consorzio Piemontese Parco Naturale Valle del Ticino e del Parco Nazionale dello Stelvio che con la loro disponibilità e fattiva collaborazione hanno contribuito alla riuscita di queste giornate, i più sentiti ringraziamenti.

Come da consolidata tradizione l'Istituto per la Qualificazione e l'Aggiornamento Tecnico-Professionale in Agricoltura, nell'organizzazione e conduzione dei Corsi si è avvalso della collaborazione di altre Istituzioni, quali la Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, la Facoltà di Medicina Veterinaria di Milano e l'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina di Ozzano dell'Emilia, nonchè la Scuola per la Ricerca Scientifica di Brescia a cui tutte va il più sentito ringraziamento.

È con soddisfazione che si sottolinea l'adesione all'iniziativa di Docenti afferenti a diverse Facoltà ed Università Italiane, Assessorati ed altri Enti impegnati su problematiche legate all'ambiente, nonchè a Parchi a carattere Regionale e Nazionale. In questo senso è stato possibile "attingere" di volta in volta alle diverse competenze specifiche per offrire agli Allievi, sui diversi argomenti, un programma il più completo possibile. Ai Docenti che si sono susseguiti nei corsi e che con il loro entusiasmo e professionalità hanno contribuito al loro successo, il ringraziamento degli Enti Organizzatori.

Al fine di avere una ricaduta pratico-applicativa, la pubblicazione degli Atti è nello spirito che caratterizza le iniziative dell'Istituto promotore.

In relazione alla "poliedricità" degli argomenti ed al fatto, soprattutto in ambito nazionale, che iniziative di questo genere rivestono un certo carattere di originalità si auspica che gli Atti possano riscuotere un positivo consenso anche tra coloro che non hanno partecipato ai Corsi.

Dott. A. Pecorelli
Presidente dell'Istituto per la Qualificazione

PRESENTAZIONE

Con vero piacere ho partecipato a suo tempo alla giornata inaugurale del I Corso di aggiornamento sulla Gestione e Protezione del patrimonio faunistico in rappresentanza della Facoltà di Medicina Veterinaria che ha avuto l'onore di collaborare, con altri Enti, a questa iniziativa di cui ora si presentano gli Atti.

È importante sottolineare come tale iniziativa, indirizzata in particolare alla gestione e salvaguardia della fauna selvatica, si sia ampiamente sviluppata nell'ambito di un discorso più generale, quale la tematica ambientale necessariamente richiede. Va osservato infatti come la presenza e l'attività dell'uomo agisce non solo su quelle componenti, biotiche e/o abiotiche, direttamente ad essa esposte, ma spesso comporti modificazioni ben più complesse della biocenosi nel suo insieme. Riconoscendo quindi la complessità della problematica ambientale e la necessità di una sua analisi globale, i quesiti che assumono oggi un particolare interesse sono quelli dell'interfaccia fra processi di modificazione ambientale, le dinamiche delle popolazioni animali e l'intervento umano.

È d'altra parte opportuno ricordare che ancora oggi a livello di programmazione nazionale in materia ambientale alcuni aspetti spesso non sono affrontati in modo adeguato alle reali necessità. Tale situazione è anche legata alla rapida evoluzione della problematica ed al carattere d'urgenza che spesso la contraddistingue. Questo fa sì che il trasferimento e la diffusione dei risultati della ricerca scientifica abbiano necessariamente una concreta e rapida attuazione.

Da quanto sopra ne deriva l'importanza di iniziative quale quella dell'Istituto per la Qualificazione e l'Aggiornamento Tecnico-Professionale in Agricoltura che ha coinvolto le specifiche competenze di docenti di Facoltà ed Università diverse, nonché di Istituti ed Enti di ricerca, dimostrando ancora una volta l'estrema necessità della più ampia interdisciplinarità.

Il lusinghiero successo dei due Corsi ha confermato la necessità di un impegno del mondo Universitario con una costante e fattiva presenza, non solo a livello di ricerca, ma anche di didattica specifica. A tale proposito ci si accorge come non sempre l'Università abbia saputo svolgere un colloquio interdisciplinare che fortunatamente si è instaurato nell'ambito di questa iniziativa, superando talune barriere tradizionali che ancora sussistono tra i vari mondi culturali che convergono sulla problematica di cui sopra.

Come Preside di una Facoltà di Medicina Veterinaria mi si conceda il doveroso richiamo per un maggiore impegno all'appropriato trasferimento delle competenze veterinarie anche a livello di fauna selvatica e, più in generale, di gestione ambientale. In tal senso la presenza a questa iniziativa della componente più propriamente veterinaria, strettamente articolata ed armonizzata con tutte le altre che operano nel settore, è stata una valida esperienza.

Prof. G. Rognoni
Preside Facoltà di Medicina Veterinaria
Milano

INTRODUZIONE

Anche nel nostro Paese l'interesse per i temi ambientali e tra questi quelli più specificatamente legati alla conservazione della fauna selvatica, si è notevolmente accresciuto negli ultimi anni a livello di opinione pubblica.

Questo processo ha avuto ed ha un'evoluzione rapida ma manca di un retroterra conoscitivo sufficientemente robusto e maturo in conseguenza della situazione culturale italiana, tradizionalmente legata da un approccio umanistico che ha spesso relegato le scienze naturali ad un ruolo subordinato.

In questo contesto ciascun cittadino viene raggiunto da una serie di mezzi di comunicazione che, per molti e diversi motivi, non sempre svolgono un'informazione corretta. In particolare, travisando talora l'istanza etico-filosofica della gestione faunistica, possono venire alimentate reazioni unicamente emozionali in grado di vanificare, o comunque condizionare, anche le esigenze scientifiche e tecniche. Va inoltre fatto osservare che, pur avendo le due istanze una loro intrinseca dignità ed una fondamentale importanza nel definire i rapporti complessi che l'uomo instaura con gli animali selvatici, è lecito pretendere che le decisioni prese in sede amministrativa e politica nel campo della gestione faunistica tengano conto di entrambe ma non le confondano. Come qualsiasi operazione umana nei confronti di una risorsa naturale rinnovabile, la gestione del patrimonio faunistico è soprattutto capacità di scegliere sulla base di informazioni il più possibile oggettive e di una mediazione "trasparente" tra istanze economiche, sociali e culturali diverse, seguita da un'azione concreta e coerente con le scelte prese.

È d'altra parte evidente come la mancanza di specifiche figure professionali risulti un importante fattore limitante l'auspicabile processo di acquisizione delle necessarie competenze tecnico-scientifiche a livello di pubbliche Amministrazioni delegate alla gestione faunistica. Alla base di questa situazione esiste anche un'obiettiva carenza di impostazione e svolgimento dei Corsi universitari nell'ambito delle Facoltà scientifiche che troppo spesso trascurano questi argomenti.

La constatazione di queste carenze è stata la motivazione principale che ha spinto alla organizzazione dei due Corsi e ne ha guidato l'impostazione didattica. Pur nella precisa consapevolezza che questa iniziativa non ha avuto la pretesa, né ha potuto, colmare le lacune sopra evidenziate, si può affermare come l'esperienza si sia rivelata positiva soprattutto per l'approccio multidisciplinare che l'ha caratterizzata. D'altra parte questo tipo di approccio ha comportato delle oggettive difficoltà in sede di programmazione e di sviluppo dei Corsi; quanto essi siano riusciti ad armonizzare le diverse estrazioni culturali sia dei docenti che dei discenti, saranno questi ultimi a dover giudicare!

Lo stesso spirito ha guidato la redazione degli Atti che raccolgono la maggior parte degli interventi che si sono succeduti nell'ambito dei due Corsi. I contenuti delle singole relazioni vengono presentati senza alcuna modifica rispetto ai manoscritti inviati dagli Autori e talora vi si può ravvisare una certa disomogeneità. Tale scelta è stata dettata dalla volontà di lasciare inalterato l'approccio che ciascun docente ha avuto nei confronti dell'iniziativa, nella convinzione che, se è importante da un lato cogliere le interconnessioni tra le diverse materie specialistiche, può essere dall'altro altrettanto utile evidenziare le eventuali differenze di opinione sui temi maggiormente diffusi.

Questa pubblicazione non ha dunque solo il significato di testimonianza del lavoro compiuto, ma anche quello di fornire spunti di discussione e facilitare l'accesso alle fonti di conoscenza per chi intende, a vari livelli, interessarsi alle problematiche trattate.

G. Gualandi - P. Lanfranchi - S. Toso

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

T. Balbo

PRESUPPOSTI, SIGNIFICATO E LIMITI DELL'ECOPATOLOGIA NELL'ATTUALE CONTESTO TERRITORIALE E CULTURALE DEL NOSTRO PAESE

Cattedra di Malattie Parassitarie - Università degli Studi
Facoltà di Medicina Veterinaria - Via Nizza, 52 - 10126 Torino

Nel novero delle discipline che concorrono a costituire le Scienze Veterinarie, la patologia della fauna selvatica, nella moderna concezione di studio articolato alla contestualità ambientale in cui gli animali selvatici si riproducono e diffondono, è senza dubbio tra le più recenti, perché trova le ragioni d'essere principalmente nella tipologia di sviluppo culturale ed economico delle Società attuali.

Infatti, per il passato lo studio delle forme morbose degli animali selvatici costituiva generalmente espressione di sporadica speculazione scientifica o, al massimo, veniva finalizzato alla salvaguardia dell'uomo e degli animali domestici nei confronti delle malattie di origine silvestre. Soltanto a partire dagli anni '50 e '60, quando si è sviluppato l'allevamento in cattività di specie selvatiche con significato cinegetico (fagiano, starna, lepre, ecc.), la veterinaria ha incominciato a porre un'attenzione sistematica a questa forma di allevamento, adattandovi però le metodologie d'indagine clinica già consolidate dalla patologia aviare, da qualche tempo in piena espansione. Oggi, invece, la patologia degli animali selvatici in libertà ha assunto una configurazione propria ed originale, non fosse altro perché si è vista costretta a considerare questi animali non tanto nella loro singola individualità quanto piuttosto come parte integrante di realtà ambientali vaste e complesse, spesso diversificate nei differenti contesti geografico-sociali.

Questa moderna concezione della patologia degli animali selvatici viene significativamente compendiata nel termine di «ecopatologia», dal quale emerge una prima indicazione degli stretti legami esistenti tra l'oggetto di studio e di ricerca e l'ambiente di cui esso fa parte.

Un esame in prospettiva dei presupposti dell'ecopatologia, delle sue possibilità e dei suoi limiti di sviluppo, considerati in armonia con la realtà ambientale e sociale del nostro Paese, costituisce senza dubbio un atto d'informazione che può interessare molti giovani veterinari. Perciò, ho accolto con piacere l'invito di stendere per la Fondazione «Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche» questo articolo, il quale attinge direttamente dall'esperienza in materia acquisita in questi ultimi 25 anni dal settore universitario cui afferisco.

Punti di riferimento per la definizione di «stato di salute» e di «stato patologico» della fauna selvatica in libertà

Un corretto approccio all'ecopatologia presuppone una definizione di come si debba concepire lo «stato di salute» degli animali selvatici che vivono in libertà nell'ambiente naturale; concetto che servirà come punto di riferimento e confronto delle situazioni patologiche di volta in volta evidenziate nei popolamenti faunistici.

Appare sufficientemente ovvio che non si possa e debba concepire lo stato di salute degli animali selvatici in libertà alla stessa stregua di quello che si è soliti fare, a questo riguardo, per l'uomo e per gli animali domestici, quelli da compagnia soprattutto. Infatti, negli animali selvatici in libertà lo stato di salute non è facilmente osservabile né sufficientemente definibile con l'esame clinico, sia pure con un'attenta osservazione a distanza; d'altra parte il singolo soggetto ammalato non assume grande importanza sotto il profilo pratico per l'economia dell'ambiente, a meno che esso mostri evidenti segni di malattia contagiosa e diffusiva, che peraltro è doveroso confermare con l'esame necroscopico.

Per queste ragioni appare più logico e produttivo, per le implicazioni pratiche dell'ecopatologia, prendere in considerazione lo stato di salute del popolamento al quale l'individuo animale appartiene, dando alla disciplina la configurazione di una patologia di gruppo o di popolazione.

Per convenzione noi abbiamo preferito sostituire alla locuzione di «stato di salute» del popolamento quella di «benessere» dello stesso, perché il termine benessere, nella sua accezione più ampia, porta intrinseco un concetto di maggiore compenetrazione dello stato di salute degli animali con la realtà contestuale in cui essi vivono. E definiamo questo «benessere» come la condizione in cui si trovano soddisfatti i seguenti fattori di base:

- stabilità della specie animale nell'ambiente;
- buona strutturazione per sesso e classi d'età dei popolamenti;
- equilibrio della biomassa con le diverse componenti ecologiche dell'ambiente;
- estrinsecazione fisiologica del potenziale riproduttivo proprio di ciascuna specie.

È facile comprendere come il benessere del popolamento possa rappresentare per l'ecopatologia il punto di riferimento che per la patologia individuale è rappresentato dallo stato fisiologico degli organismi, al quale vengono rapportate e confrontate le manifestazioni patologiche di volta in volta evidenziate.

Considerazioni fisiopatologiche ed epidemiologiche finalizzate alla gestione sanitaria della fauna selvatica in libertà

In contesti territoriali fortemente antropizzati, come appunto si deve considerare l'Italia e l'Europa in genere, le maggiori palestre d'esercizio per l'ecopatologo sono costituite dai parchi naturali, nei quali più di frequente si creano le situazioni epidemiologiche più esplosive, che a volte si esauriscono nell'ambito del parco stesso, ma non infrequentemente vi sconfinano per coinvolgere gli ambienti vicini, compresi quelli che costituiscono teatro di attività umane di natura agro-zootecnica. E infatti, la nostra esperienza nel campo dell'ecopatologia è stata acquisita soprattutto a carico del patrimonio faunistico dei parchi naturali, per cui nel corso di questo articolo verrà fatto spesso riferimento ad essi. Ciò non esclude che concetti e considerazioni possano essere estrapolati a partire da queste esperienze per adattarli a realtà che, seppur istituzionalmente differenti, tuttavia presentano similitudini con i parchi in quanto calate in analoghi contesti geografici e sociali.

Le espressioni di una marcata antropizzazione del territorio rappresentano per molte specie animali una grave barriera alla naturale migrazione verso nuove nicchie ecologiche; migrazione che già di per sè è governata da complesse leggi biologiche, il rispetto delle quali può essere turbato dalle attività umane. Ne deriva che, per gli animali selvatici

costretti a vivere in ambienti antropizzati, la dinamica di popolazione spesso si esaurisce nell'ambito di poche nicchie ecologiche, nelle quali si vengono così a realizzare biomasse disarmoniche con la capacità di carico dei biotopi. Ed il conseguente sovraffollamento costituisce il primo elemento negativo ai fini del mantenimento del benessere animale.

Una disamina dei diversi fattori che regolano la dinamica di popolazione delle specie animali allo stato selvatico può contribuire alla comprensione dei fenomeni che stanno alla base del verificarsi, tra questi animali, di situazioni pre-patologiche o patologiche del tutto. Qui verrà descritta sinteticamente, articolandola su alcune nostre constatazioni.

La biologia insegna che le specie animali si diffondono nell'ambiente verso nuove nicchie ecologiche a soddisfazione di loro necessità di base, venendo così di fatto ad evitare eccessivi sovraccarichi ambientali. Questa elementare e spontanea diffusione a macchia d'olio, e le diverse migrazioni nell'ambito dei biotopi a seconda delle stagioni, sono governate da complesse interazioni biologiche ed ambientali, dal cui armonico svolgimento dipende il successo della diffusione e della migrazione della specie.

Queste interazioni biologiche ed ambientali possono anche essere di natura complessa. Ad esempio, con un studio sulla dinamica di popolazione dello stambecco delle Alpi occidentali italiane, eseguito mediante l'elaborazione statistica dell'irraggiamento solare prospettico congiuntamente ad un'attenta osservazione dei luoghi in cui vivono colonie di questa specie animale nel Parco Nazionale Gran Paradiso, abbiamo evidenziato che lo svernamento di queste colonie è fortemente legato sia alla quantità di energia solare ricevuta nei quartieri invernali e nei corridoi di migrazione sia alla configurazione fisica del terreno: un minimo di 1800 Wh/mq di energia solare ed un'elevata compenetrazione tra pascoli e rocce sono risultati elementi costanti nei luoghi in cui durante l'inverno vivevano colonie significative di stambecchi (Meneguz et al., 1986). Essendo l'inverno la stagione critica per la sopravvivenza delle specie legate ad ambienti di alta montagna, è verosimile che una siffatta componente fisionomica del terreno ed un'adeguata esposizione al sole del territorio costituiscano caratteristiche essenziali per l'insediamento di nuove colonie di stambecchi, cioè per l'espansione territoriale della specie.

I fattori che entrano in gioco, in senso positivo o negativo, nel determinismo della diffusione sul territorio delle specie animali selvatiche sono numerosi. Per una maggiore aderenza alla realtà italiana in cui deve essere calata l'attività dei nostri veterinari, torna utile ricordare qui quelli che più macroscopicamente interferiscono in senso negativo: presenza di vie di comunicazione ad alta fruizione (strade camionabili, autostrade, ecc.), presenza di centri abitati, randagismo e rinselvatichimento dei cani, disordinato turismo di massa, pressione venatoria, ecc. Fattori che, nella nostra realtà geografica e socio-economica, assumono più o meno tutti un significato limitante la dispersione delle specie animali, quelle degli ungulati soprattutto.

L'impossibilità di sconfinare impunemente dagli areali altamente popolati induce gli animali, soprattutto quelli appartenenti a specie naturalmente dotate d'istinto gregario, come è la maggior parte dei ruminanti selvatici presente nel nostro Paese, a riunirsi in grandi branchi: fatto che in Italia normalmente si evidenzia negli ambienti sottoposti a vincolo di protezione, cioè nei parchi naturali.

È un fatto ormai universalmente acquisito che le abnormi concentrazioni animali costituiscono elementi negativi sia per l'impatto sull'ambiente da esse esercitato sia per le problematiche epidemiologioche ad esse conseguenti, nel senso, per quest'ultimo aspetto, che nel loro ambito viene ad essere estremamente facilitata la circolazione di agenti patogeni.

Uno dei primi segni ad apparire negli ambienti con biomasse esorbitanti è l'impatto delle popolazioni animali sulle fonti di alimento. Questo impatto, di evidente e grave significato per l'integrità della componente boschiva e prativa dell'ambiente, costituisce il primo segno allarmante di una situazione anormale, cui presto o tardi faranno seguito fenomeni, a volte irreversibili, di degrado sia a carico dell'habitat sia a carico della popolazione animale responsabile.

Infatti, al sovraccarico animale conseguono quasi inevitabilmente delle carenze alimentari, che possono portare a semplici deficienze di questo o quell'altro principio nutritivo oppure, come più spesso accade, a vere e proprie insufficienze energetiche, cioè alla fame. Se le deficienze di principi nutritivi già possono condizionare numerose funzioni fisiologiche e fisiopatologiche (accrescimento, fertilità, resistenza agli agenti patogeni, ecc.), la fame ed il digiuno incidono più pesantemente sugli organismi, fino a pregiudicare la possibilità di sopravvivenza di alcuni di essi.

Noi stessi abbiamo avuto occasione di osservare e seguire gravi episodi di morbidità e mortalità di chiara origine carenziale che hanno colpito il patrimonio faunistico di alcuni parchi dell'Italia nord-occidentale. Poiché questi episodi, almeno quelli più appariscenti hanno costituito motivo di vivaci e spesso contraddittori movimenti di opinione pubblica e, quindi, hanno indotto gli amministratori a richiedere l'intervento veterinario per correggerne e mitigarne gli effetti, potrebbe tornare utile agli obiettivi di questo articolo analizzare brevemente i meccanismi fisiopatologici della fame e del digiuno e le principali conseguenze da essi derivanti agli animali selvatici. E per ragioni di brevità, ci riferiremo esclusivamente agli effetti della fame e del digiuno nei ruminanti, sia perché nelle loro specie, tra gli animali selvatici, essi sono stati più compiutamente studiati e sia perché, per la loro macroscopica evoluzione, essi hanno sempre dimostrato di saper maggiormente coinvolgere l'emotività pubblica.

Un apporto alimentare carente per quantità provoca numerose alterazioni fisiopatologiche nei ruminanti. Dean e coll. (1982) illustrano la sequenza di queste alterazioni e ne traggono argomentazioni inerenti la patologia dei ruminanti selvatici, suffragandole con numerosi riferimenti bibliografici. Dal loro capitolo "starvation in wild ruminants" riassumiamo alcune considerazioni riguardanti la fisiopatologia dei prestomaci nel corso di un prolungato digiuno.

"Il numero di microrganismi normalmente presenti nel rumine, che ha importanza per la digestione prestomacale, decresce rapidamente con l'inanizione; i protozoi scompaiono dopo 3-4 giorni di digiuno ed anche i batteri vengono sensibilmente ridotti. Come conseguenza immediata, diminuiscono gli acidi grassi volatili normalmente prodotti nel rumine, dai quali i ruminanti ricevono circa il 70% dell'energia loro necessaria. Con una sequenza a catena, il pH ruminale volge verso i valori basici e le contrazioni dell'organo diminuiscono d'intensità e di frequenza, riducendo così a loro volta la possibilità di digestione del materiale fibroso di quel poco alimento reperito".

"Il tempo richiesto per il ripristino della funzionalità prestomacale compromessa dall'inanizione dipende dalla durata e dall'intensità della fame subita. Da 2 a 4 giorni sono necessari alla capra per il ripristino completo di questa funzionalità dopo 2-4 giorni di digiuno; e 2 settimane sono necessarie alla pecora per il ripristino della stessa funzionalità dopo 27 giorni di inanizione. I ruminanti che soffrono la fame per periodi prolungati non sono più in grado di assumere grandi quantità di alimento immediatamente dopo che questo viene loro fornito *ad libitum:* almeno 4 giorni sono necessari per la capra perché la capacità di ingerire alimenti si normalizzi dopo un breve periodo di inanizione e ben 4 settimane sono necessarie dopo un lungo periodo".

Questo lento meccanismo di ripristino della funzionalità digestiva dei ruminanti precedentemente esposti alla fame prolungata e, quindi, la difficoltà che questi animali incontrano dopo il digiuno per ritornare in un bilancio energetico positivo rendono ragione del fatto che alcuni, e a volte molti, soggetti continuano a morire quando una sufficiente quantità di cibo viene a trovarsi a loro disposizione, sia che questa venga loro offerta dall'uomo (foraggiamento) sia che essa derivi dal ricaccio vegetale primaverile. In Valle d'Aosta è ancora vivo il ricordo del modesto successo ottenuto all'inizio dell'inverno '76-'77 con il foraggiamento agli stambecchi ed ai camosci del Parco Nazionale Gran Paradiso, i quali per le abbondanti nevicate ed i rigori invernali morivano in gran numero nel fondo-valle, lungo le strade e vicino ai centri abitati. Nonostante il massiccio impegno della Regione e dell'Amministrazione del Parco in questa operazione di foraggiamento, molti animali sono morti in vicinanza dei punti di deposito del foraggio ed il conteggio del numero delle vittime a fine inverno risultò di circa 1.000 stambecchi e 2.000 camosci su un effettivo rispettivamente di 4.000 e 8.000 soggetti allora presenti sul territorio del parco. Così pure, la nostra Facoltà al sopraggiungere di ogni primavera viene coinvolta nel tentativo di identificare le cause della mortalità invernale che si verifica tra i numerosi ruminanti selvatici dei parchi alpini piemontesi; mortalità che difficilmente risulta imputabile a malattie di natura infettivo-parassitaria o ad incidenti di altra natura ben determinabili. Invece, tutti gli animali mostrano inequivocabili segni di un profondo deperimento organico, come appunto è stato rilevato nei camosci del Parco dell'Argentera (Cuneo), reperiti morti sul terreno all'inizio della primavera 1986: di 236 animali da noi studiati, in nessuno sono stati rilevati segni patognomonici di malattie in atto o di lesioni testimoni di incidenti fortuiti o provocati dall'uomo.

Fortunatamente, i ruminanti selvatici adulti sono in grado di accumulare nei tessuti grandi quantità di riserve, che li rendono capaci di sopravvivere a lunghi periodi di inanizione. In genere, essi muoiono per fame soltanto dopo aver perso il 20-30% del peso corporeo che avevano prima dell'inizio del periodo di carestia (Dean et a., 1982). Però, i soggetti giovani o giovanissimi non possiedono una grande capacità di accumulare riserve e, perciò, non sono molto resistenti alla fame. Infatti, circa il 60% dei succitati camosci del Parco dell'Argentera da noi studiati era rappresentato da soggetti del primo o del secondo anno di vita.

Ma l'inanizione e la fame non sempre e non necessariamente esitano in plateali ecatombi: più spesso e più subdolamente incidono sulla popolazione vittima determinando un calo del potenziale riproduttivo e, soprattutto, riducendo la resistenza agli agenti patogeni. Se possiamo considerare il calo della riproduttività come un salutare meccanismo di controllo demografico delle popolazioni animali, ancorché esso mal si concilii con il su espresso concetto di benessere animale, ben diversamente dobbiamo giudicare la diminuzione della resistenza, intrinseca nella specie, agli agenti patogeni di natura infettiva o parassitaria, perché può accadere, come spesso si verifica, che essa costituisca il *primum movens* di uno sconvolgimento dello stato sanitario della popolazione animale, il controllo del quale non sempre è possibilità che ci appartiene.

Alcuni naturalisti considerano le epidemie come mezzi "naturali" di controllo demografico delle popolazioni animali. Questo concetto deriva dal desiderio di lasciare alla natura il compito di autoregolarsi, desiderio che costituisce elemento motore di una corrente di pensiero assai diffusa, anche se non universalmente condivisa. Troviamo anche noi questo concetto molto suggestivo nelle linee di principio, e tra l'altro assai importante per evitare nei parchi naturali speciosi e devastanti interventi umani. Ma, come sempre, i principi generali devono essere considerati anche a fronte della realtà

in cui vengono applicati. E questa volta, sulla base di una pluriennale esperienza nel campo della patologia degli animali selvatici e degli animali domestici visti comparativamente nel contesto territoriale e socio-economico del nostro Paese, noi riteniamo che un'incondizionata applicazione di questo principio nella realtà italiana possa anche riservare spiacevoli sorprese sia per il nostro patrimonio faunistico che per il nostro patrimonio zootecnico.

Le ragioni di questo timore affondano le radici nell'ontogenesi e nella mutabilità del parassitismo nell'ambito delle biocenosi.

Infatti, l'epidemiologia delle malattie parassitarie, studiando la circolazione degli agenti eziologici nell'ambiente, ha da tempo evidenziato che i parassiti, se inseriti in biocenosi in equilibrio, costituiscono per esse un "focus naturale", consentendo agli ospiti lo sviluppo di un ciclo evolutivo normale (Pavlovskij, 1939; Audy, 1965; Rosicky, 1967; Rosicky et al., 1974). Se, però, ad un certo punto gli equilibri si rompono, il parassita può virulentarsi, assumere elevata patogenicità e colpire numerosi individui della specie ospite e non infrequentemente di altre specie animali che nella scala zoologica si trovano in posizione vicina a quella dell'ospite. Il comportamento epidemiologico di questo agente patogeno così virulento è imprevedibile, tanto che per esso è stato coniato il termine di "genio epidemico" (Rosicky et al., 1974), e la sua focalità naturale ne risulta sconvolta. I fattori che possono produrre questo sconvolgimento sono numerosi, ma quelli che rivestono maggiore importanza, come già abbiamo più dettagliatamente illustrato in una precedente nota (Balbo, 1982), sono generalmente il sovraffollamento delle nicchie ecologiche e la conseguente carenza alimentare, i quali da un lato, con il numero elevato di ospiti favoriscono la circolazione dell'agente patogeno e, dell'altro, diminuiscono il vigore fisico degli ospiti. Le conseguenze di questo avvenimento possono presentare variazioni anche sensibili a seconda dell'ambiente e del substrato animale in cui esso si realizza; variazioni che sono definibili con l'applicazione di modelli matematici all'epidemiologia dei parassiti (Anderson et al., 1978; Genchi et al., 1986 e 1989; Madonna, 1988). Tuttavia, un aumento numerico di una specie animale spinto fino a superare la capacità di carico del biotopo e a volte a valicare il limite di tolleranza della natura, quasi sempre diventa punto di partenza di fenomeni patologici a carico del popolamento faunistico e, in qualche caso, anche a carico degli animali in produzione zootecnica che vivono nelle stesse aree. Molto spesso a farne le spese maggiori sono, nell'ambito della specie ospite, gli animali giovani, i quali costituiscono, a causa sia della loro maggiore recettività intrinseca sia dei loro più frequenti contatti con altri soggetti di pari età, o adulti, i più probabili anelli della catena epidemiologica.

Gli esempi in natura sono numerosi. Non vi è ambiente densamente popolato da una specie animale che non conosca morie e perdite a volte impressionanti nell'ambito di quella popolazione. In letteratura è universalmente noto l'episodio verificatosi nei cervi di Kaibab. In questa zona del Nord America, dove l'azione dell'uomo si era fatta pesantemente sentire con l'eliminazione di tutti i predatori, un piccolo popolamento di cervi, quando il territorio è stato messo sotto vincolo protettivo, si è riprodotto con tale intensità da creare una situazione esplosiva sia sotto l'aspetto sanitario sia sotto l'aspetto silvo-colturale, tanto che fu riaperta la caccia per ristabilire l'equilibrio. Ma anche noi in Piemonte annoveriamo alcuni significativi episodi. L'andamento epidemiologico della cheratocongiuntivite infettiva del camoscio, malattia rapidamente scomparsa passando attraverso poche vittime dalle zone a carico animale moderato mentre si è a lungo soffermata portando a morte il 25-30% dell'effettivo nelle zone a carico animale elevato (Lanfranchi et al., 1982), è indicativo in questo senso. Ma l'episodio che maggiormente

merita menzione, proprio per l'impatto che in Piemonte ha esercitato a suo tempo sull'emotività pubblica e per la possibilità del suo ripetersi che ogni anno comporta interminabili discussioni intorno all'etica di gestione dei parchi, è quello verificatosi tra i cervi del Parco Regionale "La Mandria" (Torino), i quali nel corso di un inverno morirono per circa la metà dell'effettivo a causa della virulentazione di un parassita, *Fascioloides magna*, peraltro presente nel biotopo da non meno di 120 anni (Balbo et al., 1987). Poiché, in questo episodio non soltanto fu messa a repentaglio l'integrità sanitaria del popolamento di cervi ma anche quella degli altri ungulati selvatici (mufloni e caprioli totalmente scomparsi) e dei ruminanti domestici presenti nello stesso ambiente e in quelli viciniori, esso assume un'importanza esemplificatrice. Come l'assume la moria per mixomatosi che a partire dal 1981 ha infierito sul popolamento di conigli selvatici sempre de La Mandria, coinvolgendo anche i conigli domestici della zona e riducendo la consistenza numerica dei primi a livelli così bassi che ancor oggi il popolamento non riesce a far fronte all'azione antagonista dei numerosi predatori presenti sull'area, per cui esso sta ancora progressivamente riducendosi anziché risalire ai livelli demografici precedenti alla comparsa del focolaio.

Anche quando l'episodio morboso non assume dimensioni così drammatiche da determinare la morte contemporanea o ravvicinata di numerosi soggetti della popolazione colpita, la gravità delle conseguenze può essere non inferiore. La pecora bighorn *(Ovis canadensis)*, cui negli U.S.A. viene riservata una particolare attenzione sia per i suoi aspetti estetico-culturali che per le sue potenzialità cinegenetiche, quando vive con popolamenti numerosi in zone altamente frequentate da turisti oppure disturbate da altre attività umane (passaggio di camion, ecc.) subisce pesanti perdite per una mortalità a stillicidio (die-off), che arrivano a metterne in forse la sopravvivenza in molti ambienti. Non essendo le ricerche veterinarie ancora riuscite ad evidenziare una sicura eziologia, ma soltanto gli inconfondibili segni dello stress e la virulentazione di germi d'irruzione secondaria (Pasteurella sp.), fino ad oggi rimane irrealizzabile un'efficiente strategia di controllo specifico, per cui la "die-off" resta una grave ipoteca per la gestione sanitaria della specie in quelle zone.

Il vero è che il sovraffollamento animale costituisce sempre un elemento oscuro ai fini del mantenimento del benessere e della sanità dei popolamenti responsabili. Se tale sovraffollamento potesse essere spontaneamente risolto dagli animali stessi mediante la migrazione verso nuove nicchie ecologiche, va da sè che esso rappresenterebbe l'elemento motore della diffusione della specie e, quindi, del potenziamento del patrimonio faunistico. Ma se, per le numerose ragioni più volte menzionate in questo articolo, il sovraccarico animale non può essere risolto automaticamente con la migrazione, le conseguenze sanitarie derivanti sono tutte da valutare e possono anche essere variabili da situazione a situazione; in ogni caso, tra esse è doveroso includere anche le eventuali conseguenze ricadenti sul patrimonio zootecnico che vive nell'ambito o ai margini degli ambienti densamente popolati da specie selvatiche, giacchè l'Amministrazione pubblica che governa queste entità territoriali non può ignorare un bene economico che un'altra parte della stessa Amministrazione pubblica, quella preposta all'Agricoltura, tenta di potenziare con tanto dispendio di energie economiche ed umane. Quest'ultimo concetto è quello che ispira la politica sanitario-gestionale di molti importanti parchi del mondo, a cominciare da quelli degli U.S.A., quale è quello dello Yellowstone, attorno al quale non si esita ad abbattere i bisonti sconfinanti per tema che veicolino *Brucella abortus*, per finire a quelli del Sud-Africa, attorno ai quali sono state delimitate delle zone tampone in cui non è consentito l'accesso nè ai bufali nè ai bovini, perché i primi sono veicolo di *Theileria lawrencei* assai patogena per i secondi.

Secondo alcuni studi sui confini legali e su quelli che invece sono i confini ecologici dei parchi naturali statunitensi, ben sette degli otto parchi del nord-ovest americano non dispongono di un'estensione sufficiente a garantire una dinamica di popolazione ottimale per la maggior parte delle specie di grandi mammiferi in essi presenti. Lo stesso Parco dello Yellowstone non potrebbe sopportare un popolamento di orso grizzly in grado di estrinsecare in modo ottimale le sue potenzialità biologiche, poiché la specie richiede un areale d'azione (home range) fino a 3.000 kmq (infatti, gli orsi grizzly presenti in questo parco vengono considerati parti di un più grande popolamento comprendente anche gli esemplari che vivono nelle adiacenti foreste nazionali). Ed anche alcuni ruminanti (cervo wapiti, ecc.), sembra che non sempre trovino in questi parchi il loro "home range" ottimale.

A fronte dei 900.000 ha dello Yellowstone Park, dei 410.000 ha del Glacier Park, dei 392.000 ha dell'Olympic National Park, ecc., tutti ubicati nella parte meno popolata degli U.S.A., cosa dovremmo mai dire noi dei 72.000 ha del Parco Nazionale Gran Paradiso, dei 137.000 ha del Parco Nazionale dello Stelvio, dei 40.000 ha del Parco Nazionale d'Abruzzo, che già sono i parchi italiani più estesi? Quanto meno, dovremmo dire che la loro estensione non è tale da garantire *a priori* un "home range" ottimale per le specie faunistiche di taglia maggiore (ungulati) in essi contenute, e nel contempo, essendo questi parchi ubicati su un territorio fortemente antropizzato, le spontanee migrazioni del sur-plus animale sono indubbiamente limitate. E pertanto, concentrazioni animali abnormi, ecologicamente controproducenti ed epidemiologicamente pericolose, sono evenienze non soltanto tutt'altro che rare, ma addirittura scontate nell'ambito dei nostri parchi naturali.

In questo senso, quindi, i parchi naturali italiani, pur restando le entità territoriali di maggiore significato per la protezione delle specie faunistiche, non offrono condizioni di garanzia per il mantenimento nè del benessere nè dello stato sanitario ottimale degli animali.

La conclusione più ovvia a noi sembra debba essere, in ragione del significato di avvenimenti incontrollabili che dobbiamo attribuire alle epidemie tra gli animali selvatici, quella di affermare che i popolamenti animali viventi nei nostri parchi devono essere razionalmente e scientificamente gestiti dall'uomo.

Ci rendiamo perfettamente conto che i termini "gestire e gestione" possono ingenerare un conflitto concettuale con il pensiero dei naturalisti che vorrebbero lasciare alla natura il compito di autoregolarsi nei parchi naturali. Ma ci rendiamo altrettanto conto che nella realtà dei nostri parchi gli equilibri naturali hanno poche probabilità, almeno per quanto riguarda gli animali di taglia maggiore, di risolversi in conformità di questo concetto, che pertanto corre seri rischi di restare ipotetico ed illusorio. Non riusciamo, perciò, ad intravvedere una realistica contropartita alla gestione sanitaria degli ungulati selvatici viventi nei parchi naturali italiani, i quali ultimi nel nostro Paese rappresentano quindi le aree più idonee per l'attività di studio e di ricerca dell'ecopatologo.

La formazione del veterinario ai fini della gestione sanitaria del patrimonio faunistico e suoi riflessi professionali in Italia

Con l'affermazione che i parchi naturali italiani costituiscono la maggior palestra per l'ecopatologia, non s'intende sostenere che le necessità di gestione sanitaria degli animali selvatici si esauriscono nell'ambito di questi parchi. Sarebbe sufficiente ricordare

gli aspetti epidemiologici della rabbia silvestre in Europa e della rogna sarcoptica del camoscio sull'arco alpino orientale italiano per smentire questo asserto.

Infatti, la rabbia silvestre, nei suoi 40 anni di marcia inarrestabile attraverso l'Europa, ha coinvolto senza distinzione di confini politici e di palinature una gran parte di territorio di numerosi Paesi europei e ne ha messo a dura prova i Servizi Veterinari; e la rogna sarcoptica dei camosci sull'arco alpino orientale ha infierito sugli animali recettivi (camoscio e stambecco) appartenenti sia a popolamenti confinati in parchi o riserve sia a popolamenti oggetto di attività venatoria. Però, questi due esempi contribuiscono a sottolineare il significato, più volte enunciato in questo articolo, di "imprevedibilità" della dinamica delle epizoozie negli animali selvatici, i cui agenti eziologici a ragione vengono denominati "genii epidemici". E quindi essi rafforzano il concetto che queste epizoozie devono essere profilatticamente prevenute proprio là dove maggiori sono le possibilità del loro innesco, cioè negli ambienti ad elevata concentrazione animale, che, come tutti sappiamo, in Italia si identificano quasi esclusivamente nei parchi naturali.

Tuttavia, occorre riconoscere che lo sviluppo culturale dell'attuale società italiana sta portandola a prestare sempre maggiore attenzione al significato estetico-culturale ed economico del patrimonio faunistico nazionale. Tant'è vero che il legislatore da più d'un decennio ha formulato la legge N. 968 (del 27/12/77), il cui primo articolo definisce la fauna selvatica "patrimonio indisponibile dello Stato" e quindi essa deve essere "tutelata nell'interesse della comunità nazionale".

Questo orientamento dell'opinione pubblica, che coinvolge soprattutto le leve più giovani della società, influisce sensibilmente sulla classe politica preposta al governo di questo bene naturale. E infatti le Amministrazioni locali (Assessori ai parchi, all'ambiente, alla caccia, ecc., delle Regioni e delle Province) e le stesse associazioni venatorie in molte parti d'Italia hanno largamente recepito il concetto che il patrimonio faunistico deve essere tutelato alla luce delle più moderne acquisizioni scientifiche.

In Piemonte, la nostra Facoltà di Medicina Veterinaria costituisce per le Amministrazioni pubbliche un punto di riferimento ai fini del potenziamento e della salvaguardia sanitaria del patrimonio faunistico regionale. Da più di un decennio con essa vengono formalizzate convenzioni volte a promuovere ricerche di ordine biologico, ecologico e sanitario finalizzate agli animali selvatici. A lato del personale universitario strutturato, lavorano a tempo pieno o parziale altri giovani veterinari, con un ventaglio di interventi estremamente vasto ed articolato su mansioni che richiedono una professionalità sanitaria ma anche ecologica generale.

A questo punto, quindi, scaturisce spontanea la domanda di quale possa essere la risposta dell'organizzazione veterinaria italiana a questi nuovi aspetti della professione.

Chi scrive è dell'opinione che, affinché il veterinario italiano possa offrire un'adeguata risposta ad un'eventuale esigenza in questo senso del mondo del lavoro, restano purtroppo ancora da affrontare e risolvere numerose problematiche di fondo.

Per cominciare, non esiste una Facoltà di Medicina Veterinaria italiana che abbia incluso nel proprio statuto l'insegnamento dell'ecopatologia o più genericamente della gestione della fauna selvatica. Per quanto ci risulta, soltanto in due sedi universitarie (Milano e Napoli) è previsto un insegnamento facoltativo della patologia della fauna selvatica per lo più abbinato alla patologia degli animali "da cortile" e, quindi, soprattutto inteso come patologia degli allevamenti di selvaggina da lancio. Esistono, è vero, in molte Facoltà Veterinarie italiane, soprattutto in quelle ubicate nelle regioni a maggiore vocazione faunistica, gruppi di ricercatori che svolgono interessanti tematiche di studio e di ricerca inerenti la fauna selvatica. Ma questi sono gruppi di lavoro la cui ricaduta

sui discenti è discontinua e spesso limitata agli studenti che svolgono la Tesi di Laurea sull'argomento considerato. Pertanto, possiamo affermare senza tema di smentita che per ora l'Università italiana non ha ancora recepito, almeno sotto il profilo formale ed istituzionale, l'attualità dell'ecopatologia e, quindi, non vi ha adeguatamente provveduto, come invece da tempo è stato fatto nella vicina Austria con la fondazione di un complesso ed articolato Istituto di Patologia della Fauna Selvatica nell'ambito della Facoltà di Medicina Veterinaria di Vienna (Forschungsinstitut für Wildtierkunde).

L'occasione per porre riparo a questa carenza istituzionale oggi viene offerta all'Università dal nuovo ordinamento didattico relativo al corso di laurea in Medicina Veterinaria (cfr. D.P.R. N. 947, 28-8-86), che prevede la realizzazione di speciali indirizzi (ad es. alcuni settori della Facoltà di Medicina Veterinaria di Torino stanno portando avanti la proposta di un indirizzo su "Protezione Ambientale e Gestione Faunistica") e, se andassero in porto alcuni progetti ministeriali, ipotizzati ma non ancora concretizzati al momento della stesura di questo articolo, di favorire l'istituzione di Scuole a fini speciali che consentano ai fruitori il proseguimento degli studi in un determinato corso di laurea, si verrebbe a disporre di un ulteriore mezzo atto a favorire il "pilotaggio" della formazione del laureato verso tematiche consone alla gestione sanitaria del patrimonio faunistico e dell'ambiente, tra le quali l'ecopatologia occupa una posizione di tutto rilievo.

È auspicabile che le Facoltà di Medicina Veterinaria italiane, soprattutto quelle ubicate in regioni a vocazione faunistica e perciò più ricche di esperienza in materia, sappiano cogliere le opportunità offerte e quindi promuovano insegnamenti che possano offrire ai giovani laureati la qualificazione necessaria ad affrontare competentemente gli impegni professionali concernenti la gestione sanitaria degli animali selvatici in libertà. Vero è che le strutture universitarie si muoverebbero con maggiore agilità in questa direzione se istanze in tal senso venissero anche dalle Organizzazioni Professionali del Paese. Ma purtroppo a chi scrive non risulta che fondati studi siano stati finora effettuati in Italia per definire gli sbocchi professionali dei veterinari nella gestione dell'ambiente; nè pare che da questi organi venga adeguatamente tutelata l'idoneità della laurea in Medicina Veterinaria ai fini di questa gestione.

Questo insieme di cose rende ragione del perché oggi in Italia l'ecopatologia viene ancora confinata tra le discipline "amatoriali", legata più alla forma mentis di chi ne fa oggetto di studio che non ad una realtà di fatto. Di qui deriva che gli sbocchi professionali dell'ecopatologo, sono effimeri, interdipendenti più dalle capacità ed entrature politiche personali che non da una reale domanda del mercato del lavoro. E, infatti, il confronto del successo economico dei pochi professionisti che si sono dedicati alla gestione sanitaria del patrimonio faunistico con il medesimo successo dei colleghi che operano in campo zooiatrico-zootecnico risulta generalmente schiacciante in senso negativo per i primi.

Quanto sopra non significa che in Italia non esistano i presupposti per una qualificazione del veterinario nella gestione del patrimonio faunistico: significa soltanto che la veterinaria in generale, a far capo dalla formazione universitaria per arrivare, passando attraverso gli organi professionali, alle strutture sanitarie pubbliche più capillari, non ha ancora totalmente recepito le moderne esigenze della società italiana in materia di protezione dell'ambiente. La crescente cultura del tempo libero, le istanze sempre più pressanti di creazione di nuovi parchi naturali, le esigenze di protezione delle specie faunistiche minacciate d'estinzione, le sempre più vaste iniziative volte ad incrementare le specie faunistiche a produzione cinegetica, le modificazioni ecologiche e sociali che oggi favoriscono i cicli epidemiologici delle zoonosi silvestri, ecc., sono tutti fattori che

richiedono un approccio alle tematiche ambientali di ordine bio-sanitario differente dall'approccio che alle stesse tematiche si soleva dare nel più statico mondo della civiltà agro-contadina dei tempi scorsi; ed il contributo alla soluzione di queste nuove problematiche sociali che può offrire un professionista veterinario preparato e competente in tema di gestione della fauna selvatica, può anche essere determinante vuoi ai fini della razionalità d'impostazione dell'intervento umano ad esse finalizzato vuoi ai fini della salvaguardia delle altre attività umane, quali quelle di ordine agro-zootecnico-pastorale, che, con il potenziamento del patrimonio faunistico, vengono spesso ad intrecciare conflittuose interrelazioni. Infatti, le 53 discipline scientifiche e le 4.500 ore d'insegnamento teorico e pratico che articolano il curriculum formativo del corso di laurea in Medicina Veterinaria, se opportunamente coagulate già durante l'iter propedeutico in un corso d'insegnamento finalizzato alla gestione sanitaria dell'ambiente, oppure integrate con un adeguato corso di perfezionamento post-laurea (come appunto, nell'A.A. 1990/91, verrà fatto presso l'Università di Torino con un corso di perfezionamento in "gestione, incremento e protezione del patrimonio faunistico"), sono ampiamente sufficienti per formare professionisti capaci a dare risposte competenti anche a queste nuove esigenze sociali: sicuramente tanto sufficienti quanto lo possono essere i curricula universitari di altri corsi di laurea, con il vantaggio per i veterinari della conoscenza della patologia animale e dell'epidemiologia.

La fondatezza di questa asserzione è incontestabilmente dimostrata dal ruolo oggi svolto in Europa e in altri continenti dai veterinari nella gestione e protezione della fauna selvatica. Non è neppure il caso, per esemplificare in proposito, di ricorrere al ruolo svolto dai veterinari nel controllo delle epidemie silvestri a carattere zoonotico (si pensi al progresso portato alla strategia del controllo delle rabbia silvestre mediante la vaccinazione antirabbica per via orale della volpe!), in quanto questo controllo è per competenza ed istituzione esclusivo compito veterinario. Si possono portare numerosi altri esempi probanti.

Già è stata precedentemente citata l'esistenza di un prestigioso Istituto di Patologia della Fauna Selvatica nella Facoltà di Medicina Veterinaria di Vienna; vi possiamo aggiungere l'esistenza di un altro altrettanto prestigioso Istituto di Igiene e Patologia della Fauna Selvatica presso la Facoltà di Medicina Veterinaria di Lubiana (Institut za Zoohigieno in za Patologijo Divjih Zivali), per lungo tempo magistralmente diretto da un antesignano dei cultori di questa branca scientifica, il Prof. Stane Valentincic. L'Austria e la Jugoslavia possiedono notoriamente una tradizione non comune nel rispetto e protezione del patrimonio faunistico, la quale ormai risale a tempi storici. La loro collaudata esperienza in questo senso possiede, quindi, tutti i requisiti per costituire punto di riferimento e di esemplificazione.

Ma pure in altri Paesi si stanno portando avanti esperienze significative, anche se ancora non prendono origine da istituzioni permanenti della fattispecie dei due succitati Istituti. È sufficiente a questo proposito ricordare cosa si sta verificando nella vicina Francia, dove, in Alta Savoia, opera un gruppo di veterinari che, dopo lungo tirocinio su campo, è oggi in grado di offrire alle strutture pubbliche competenti (Office National de la Chasse, Parc Naturel de la Vanoise, ecc.) un'apprezzata prestazione professionale finalizzata alla gestione sanitaria del patrimonio faunistico alpino. Sempre in Francia, le esigenze di una solida preparazione professionale nel campo della gestione della fauna selvatica sono così sentite che, oltre essere attivi associazioni scientifiche e gruppi di studio a tal soggetto dedicati (si veda ad es. "le group d'étude sur l'ecopathologie de la faune sauvage" che ogni anno organizza convegni e riunioni di studio in materia),

Università e industria spesso collaborano ai fini della preparazione e dell'informazione dei veterinari in merito all'argomento. Prova ne è che proprio contemporaneamente alla stesura di questo articolo, nella prestigiosa Ecole Nationale Vétérinarie di Lione sono state realizzate, con il concorso della Scuola stessa e de La Fondation Marcel Mérieux, "les entretiens de Bourgelat", cioè delle giornate di studio sul tema generale "gestion des populations animales", le quali erano articolate sui seguenti tre sottotemi: 1) gestion de la faune sauvage, 2) gestion des populations urbaines e 3) maitrise de la reproduction chez les animaux de rente. Il fatto che la gestione degli animali selvatici costituisca il primo tema di questo avvenimento culturale, alla realizzazione del quale hanno partecipato numerosi relatori ed un vasto e composito uditorio, sta ad indicare l'importanza che in Francia viene accordata alla fauna selvatica da istituzioni di differente natura, quali sono quelle universitarie e quelle industriali. Se l'illustre maestro, Claude Bourgelat, fondatore della prima Scuola Veterinaria del mondo (quella di Lione appunto) avesse modo di vedere il cammino percorso dalle scienze da lui stesso istituzionalizzate, avrebbe più di un motivo per meravigliarsene e compiacersene.

I veterinari italiani non hanno ancora potuto fruire di un cointeressamento di così differenti istituzioni intorno a problematiche concernenti la fauna selvatica di loro competenza. Nè in Italia esiste un numero significativo di veterinari, che dedicano interamente o anche solo parzialmente la loro professione alla gestione della fauna selvatica. Nell'ultimo decennio, in Piemonte sono sorti con il concorso di più professionisti degli "studi associati" con obiettivi in questo senso, ma essi sono stati concepiti a scorta della programmazione economica degli enti locali (Regione, Provincie, ecc.) volte al potenziamento del patrimonio faunistico e, quindi, hanno operato o operano esclusivamente nell'ambito di questa programmazione. Queste esperienze sono poca cosa per autorizzare a credere o ad affermare che attualmente nel nostro Paese la professione veterinaria trovi sbocchi professionali significativi ed assestati nel tempo in questo campo.

C'è da augurarsi che gli esempi d'oltralpe provochino "un contagio" tra gli enti responsabili (università, servizi veterinari, organi professionali, governi locali, associazioni scientifiche, ecc.), in modo che anch'essi si muovano in questa direzione. Il dubbio che ciò abbia a verificarsi sarebbe pessimismo ingiustificato. La stessa sensibilità dimostrata dalla Fondazione Iniziative Zooproofilattiche e Zootecniche di Brescia con l'organizzazione per due anni consecutivi di un corso di perfezionamento su temi inerenti la fauna selvatica lascia ben sperare in merito. E lo stesso numero di 122 domande d'ammissione (su una disponibilità di 50 posti) al corso di perfezionamento in "gestione, incremento e protezione del patrimonio faunistico" istituito dall'Università di Torino per l'A.A. '90/'91 rappresenta un indicatore probante dell'interesse dei veterinari per l'argomento; interesse che dovrebbe costituire motivo di riflessione sia per le Facoltà di Medicina Veterinaria che per gli ordini veterinari.

A questo punto, però, deve essere sottolineato che, semmai qualcosa si muoverà in questa direzione, ciò potrà avvenire soltanto sotto una concreta spinta delle forze più fresche della professione veterinaria, perché solo queste forze sono in grado di cogliere con maggiore prontezza i mutamenti della società in cui esse operano. E, infatti, a giudicare dalla composizione dei colleghi pratici del Piemonte e di alcune altre regioni settentrionali che al nostro settore universitario si rivolgono per delucidazioni in materia di ecopatologia, sono soprattutto i veterinari più giovani a cimentarsi con questi nuovi aspetti della professione, vuoi per vocazione culturale vuoi come gratificante complemento della "routine" professionale nell'ambito delle U.S.S.L.

A questi giovani vadano gli auguri di chi scrive, che da lungo tempo ha individuato nella patologia della fauna selvatica in libertà uno dei suoi principali obiettivi scientifici; auguri accompagnati dal monito convinto che un fattivo e dignitoso inserimento della professione veterinaria nella gestione dell'ambiente può essere realizzato soltanto con un continuo aggiornamento culturale in materia ed un costante "training" su campo.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON R.M. E MAY R.M. (1979). *Regulation and stability of host-parasite populations interactions: I Regulatory process.* J. An. Ecology, *47*, 219-247.

AUDY J.R. (1965). *Types of human influence on natural foci of diseases.* Praha, 245. Citato da Rosicky et al., 1974.

BALBO T. (1982). *Interrelazioni esistenti tra densità demografica delle popolazioni animali e focalità naturale degli agenti patogeni.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Ed. Cattedra di Malattie Parassitarie dell'Università di Torino, 113-117.

BALBO T., LANFRANCHI P., ROSSI L. MENEGUZ P.G. (1987). *Health management of a red deer population infected by Fascioloides magna.* Atti Fac. Med. Vet. di Torino, *33*, 1-13.

DEAN R.E. E THORNE E.I. (1982). *Starvation in wild ruminants.* In: Diseases of wildlife in Wyoming. Ed. da Wyoming Game and Fish Department, Cheyenne, Woyming 82002, 274-280.

GENCHI C., BOSSI A., FRIGO W., (1986). *Interazione tra ruminanti domestici e selvatici nell'epidemiologia delle elmintiasi.* Annali Ist. Sup. Sanità, *22*, 95-102.

GENCHI C., MADONNA M., TRALDI G. (1989). *Epidemiology of* Ostertagia ostertagi *in dairy cow from different breeding systems.* Parassitologia, *31*, 123-132.

LANFRANCHI P., PERUCCIO C., COOK C.S., PIFERR R.L., PERACINO V., ROSSI L., MENEGUZ P.G., CORNAGLIA E. (1982). *Esperienze sulla cheratocongiuntivite infettiva del camoscio nell'arco alpino occidentale.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Ed. Cattedra di Malattie Parassitarie dell'Università di Torino, 79-94.

MADONNA M. (1988). *Uso del modello binomiale negativo nello studio delle distribuzioni di popolazioni parassitarie.* Parassitologia, (Suppl. 1), *30*, 113-114.

MENEGUZ P.G., ROSSI L., DE MENEGHI D., LANFRANCHI P., PERACINO V., BALBO T. (1986). *A solar radiation model for Ibex relocation programs.* Proc. Fifth. Bienn. Symp. North. Wild Sheep and Goat Council, 423-435.

PAVLOSKIJ E.N. (1939). *On natural focality of infectious and parasitic diseases.* Vesnik AN SSSR, 10: 98-108. Citato da Rosicky et al., 1974.

ROSICKY B. (1967). *Natural foci of diseases.* In: A. COCKBURN. *Infectious Diseases.* Ch. Thomas Publ. (Ilinois), 1-19. Citato da Rosicky et al., 1974.

ROSICKY B., BARUS V., BEJSOVEC J. (1974). *Natural Focality of poultry nematodoses in Czechoslovakia.* Acta SC Nat Brno 8 (4), 1-43.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

P. De Franceschi

CARATTERISTICHE DEI PRINCIPALI AMBIENTI MONTANI ITALIANI E RELATIVE ZOOCENOSI

Museo Civico di Storia Naturale
Lungadige Porta Vittoria, 9 - 37100 Verona

AMBIENTI MONTANI

Dovendo riferire sulle caratteristiche degli ecosistemi presenti o identificabili sui rilievi, prima di tutto si dovrebbero distinguere gli aspetti dei rilievi appenninici da alcuni alpini. Occupandosi prevalentemente di fauna alpina ci si limiterà a trattare solo la suddivisione generale dell'ambiente appenninico secondo lo schema riassuntivo proposto da Giacomini e Fenaroli (in: La Flora, collana Conosci l'Italia, II T.C.I. 1958) evitando di entrare in particolari e rimandando per i dettagli alle corrispondenti fasce fitosociologiche individuate sulla catena alpina.

Un altro valido aiuto per la conoscenza degli aspetti fitosociologici dalla vegetazione in Italia e in Europa è dato dalla Guida alle vegetazioni d'Europa di O. Polumin e M. Walters (Zanichelli, 1987).

Le fasce vegetazionali attraverso la Catena Appenninica sono mostrate nella fig. 1.

Una considerazione di carattere generale permette di constatare che la fascia delle conifere pure viene a mancare quasi completamente sugli Appennini mentre assume un'importanza notevole l'aspetto mediterraneo della vegetazione del piano basale.

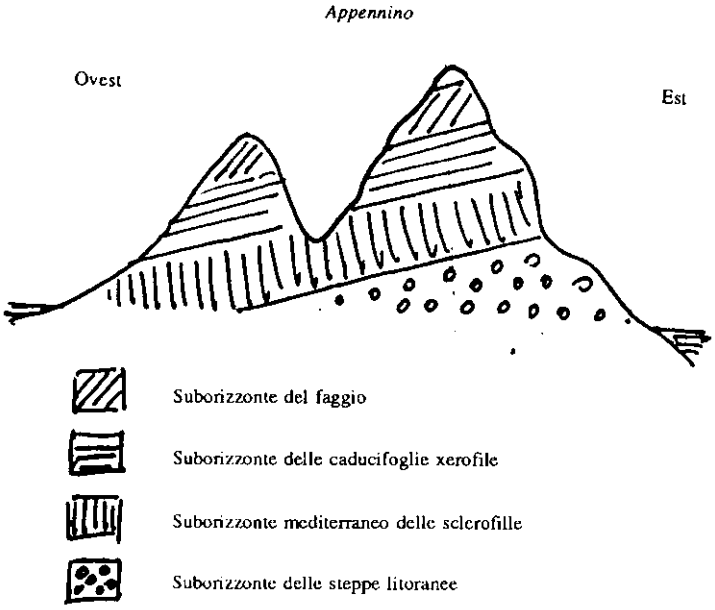


Fig. 1 - Sezione trasversale (Ovest-Est) della catena appenninica.

Le fasce vegetazionali della Regione prealpina e della Regione alpina vengono sintetizzate nella tabella sottostante e sono rappresentate nella sezione fatta con andamento Nord-Sud in fig. 2.

1 - Regione prealpina.

1.1. – Querceto sempreverde *Q. ilex*, *Q. cerris* (soprattutto sugli Appennini)
a foglia caduca a) frassino, roverella, carpino e orniello
b) rovere, faggio (oltre 800-1000 m)

1.2. – Castagneto su terreni acidi esposti sui quadranti meridionali (500-800 m di quota)

1.3. – Boschi di latifoglie con qualche conifera e faggio prevalente (spesso con conifere di impianto artificiale)

1.4. – Flora rupestre con pascoli e prati cacuminali (nella zona di media montagna prati falciati e concimati con concimi naturali)

2 – *Regiona alpina:*

2.1. Piano basale (vegetazione pedemontana)
2.1.1. Orizzonte Submediterraneo (delle sclerofille): leccio e olivo
2.1.2. Orizzonte submontano (delle latif. eliofile): querce caducifoglie e castagno

2.2. Piano montano (veget. Orofila)
2.2.1. Orizzonte montano infer. (delle latif. Sciafile): faggio
2.2.2. Orizzonte montano super. (delle aghifoglie): abete rosso e larice
Limite Vegetazione forestale

2.3. Piano culminale (veget. Ipsofila)
2.3.1. Orizzonte subalpino (degli arbusti contorti): rododendri e pino montano
Limite Superiore Vegetazione arborea
2.3.2. Orizzonte alpino (dei pascoli): con cariceti, festuceti e nardeti *
Limite Vegetazione erbacea continua
2.3.3. Orizzonte alto alpino (delle zolle pioniere= con curvuleti e saliceti nani)
2.3.4. Orizzonte nivale (limite delle nevi perenni)

Nella regione Prealpina si riconosce un orizzonte submontano caratterizzato dalla presenza di: 1 – roverella (*Quercus pubescens*) sui pendii soleggiati ed asciutti (specie termofila); 2 – carpino nero (*Ostria carpinifolia*) sui terreni più freschi e ricchi di humus); 3 – orniello (*Fraxinus ornus*); 4 – cerro (*Quercus cerris*); 5 – leccio (*Quercus ilex*); 6 – nocciolo (*Corylus avellana*).

Spesso associati con la roverella si trovano altre specie indicative: albero di Giuda (*Cercis siliquastrum*), il bagolaro (*Celtis australis*) e come arbusto: lo scotano (*Cotinus coggygria*), soprattutto sui versanti più aridi e soleggiati.

Il castagno (*Castanea sativa*) si trova di solito sui terreni acidi, sabbiosi, asciutti e freschi.

Il leccio di solito si trova assieme a specie più xerofile, in ambiente a clima submediterraneo, associato a *Phillyrea* spp.

I prati (falciati e concimati) di origine secondaria sono caratterizzati da erba altissima (*Arrhenatherum elatius*), salvia, timo, globularia ecc. a costituire i classici **Arrenatereti**.

Sui prati aridi e xerofili questa associazione vegetale è sostituita dallo **Xerobrometo**, caratterizzato dal bromo (*Bromus erectus*).

Il faggio (*Fagus sylvatica*) si sviluppa di solito ad altitudini maggiori, sopra il **Castanetum**, e si riduce in genere ad opera dell'uomo. Il faggio è specie calcicola, mesofila, esigente anche per quel che riguarda umidità e temperatura. La piovosità deve essere pari ad almeno 1000 mm di pioggia distribuita abbastanza regolarmente nel corso dell'anno.

I prati presenti in questa fascia sono costituiti da **Xerobrometi** e da **Festuceti**, caratterizzati questi ultimi dalla presenza di festuca rossa.

I prati ottenuti dal disboscamento di faggete e peccete, oltre i 900 m di quota, mantenuti in produzione con concimazione ed irrigazioni nella zona prealpina, sono costituiti da **Triseteti**. Essi si suddividono: su terreno umido e clima fresco in **triseteto a Narciso** oppure in *triseteto a poligono bistorta*. Se invece il terreno è poco concimato si ha il *Triseteto a Botton d'oro a Anthyllis* (**Triseteto magro**).

Sopra la faggeta si incontrano i boschi misti di conifere e latifoglie inframezzati da radure più o meno ampie e da praterie un tempo falciate o pascolate.

A quote ancora più elevate, oltre il limite della vegetazione arborea troviamo la fascia degli arbusti contorti. Essa si può distinguere, a seconda delle caratteristiche del substrato:

- pino mugo, su substrato calcareo o calcareo-dolomitico;
- ontano verde, su substrato giovane, siliceo o acido.

Assieme a questi cespugli troviamo altri arbusti che caratterizzano l'ambiente delle quote più elevate, a seconda del substrato.

Anche le praterie "alpine" si distinguono in **Nardeti** (da *Nardus stricta*) e **Curvuleti** (da *Carex curvula*) su terreno acido, in **Festuceti** (da *Festuca* spp), su terreno calcareo.

Nella Regione Alpina si possono riconoscere diversi piani (fig. 2):

1 – Piano basale;
2 – Piano montano;
3 – Piano alpino e culminale.

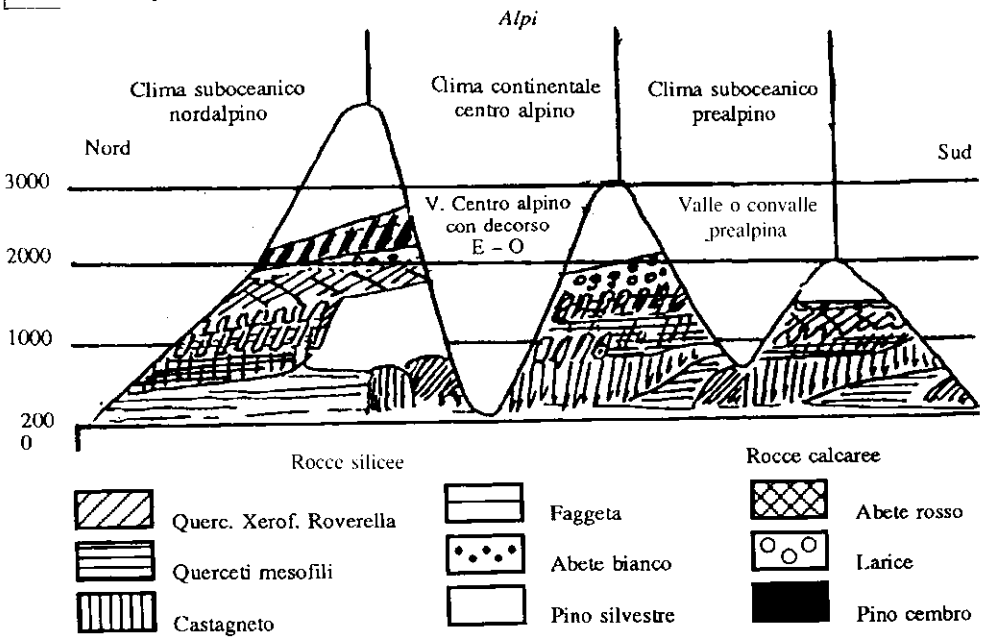


Fig. 2 - Sezione trasversale (nord-sud) della catena alpina e prealpina.

1 – La vegetazione presente è caratterizzata da Sclerofille (leccio e olivo), seguite da latifoglie eliofile (a querce caducifoglie e castagno).

2 – Il piano montano comprende diverse associazioni vegetali caratterizzate da: pino silvestre, pino nero (Alpi centro-orientali), faggeta, latifoglie miste, peccete. In questa fascia sono contenuti i prati un tempo falciati ed ora in gran parte abbandonati.

3 – Il piano alpino comprende: lariceto, cembreto, arbusti contorti (pino mugo e ontano verde). Comprende inoltre la fascia dei pascoli di altitudine attorno alle malghe, alle casere fino al limite superiore alla vegetazione erbacea (cariceti, festuceti e nardeti).

Più in alto abbiamo le Vallette nivali (a salici nani e curvuleti).

Seguono poi i macereti e i detriti di falda sotto le pareti con la presenza di zolle pioniere.

Infine la vegetazione rupestre (a pulvini).

Limite delle nevi perenni. Piano cacuminale.

Pineta a pino silvestre: ama terreni aridi è una pianta buona colonizzatrice dei versanti, rustica, sopporta i venti invernali (soprattutto sui versanti meridionali delle valli ad orientamento Est-Ovest). Il terreno di solito è coperto da erica e da brometi con ginepro. Vegeta molto bene anche sui versanti esposti a mezzogiorno con influenze di clima mediterraneo con piovosità abbondante (Canale del Ferro, Alto Friuli).

Faggeta su terreni calcarei, freschi con sottobosco rappresentato da elleboro, maggiociondolo, acero di monte. Il faggio è specie esigente (cfr. zona Prealpina) ma il bosco puro è povero di sottobosco e di animali.

Latifoglie miste a conifere. In genere le piante più comuni oltre al faggio, all'abete rosso e all'abete bianco sono: acero di monte, pioppo tremulo, pioppo bianco, tiglio, sorbo degli uccellatori, ontano bianco o nero (lungo i torrenti sassosi). Questi boschi sono in genere ad elevata produttività soprattutto alle quote inferiori dove sono spesso inframmezzati da pascoli e prati falciati.

Pecceta pura. Si tratta di un bosco piuttosto povero di animali, ma comprende sempre animali molto specializzati. Bosco denso, povero di sottobosco. Rinnovamento periodico. Taglio dei boschi con diversa intensità e modalità e quindi diversa produttività. (esempio del Gallo cedrone nel Tarvisiano).

Zona dei pascoli (arrenatereto, fino a 800-900 m di quota, e triseteto, oltre i 900 m. Cfr.: Zona Prealpina) molto importante per i grandi erbivori (cervo, capriolo ecc.).

Lariceto. Pianta endemica alpina con alcune stazioni distribuite attraverso la pianura e i rilievi dell'Europa centrale e orientale (fino in Polonia). Lariceti di piccola estensione sono presenti (rimboschimenti artificiali) anche sugli Appennini, in Scozia ecc. È un bosco aperto, chiaro, luminoso. Superiormente sfuma verso l'ontaneto (su terreno umido e siliceo), verso la pineta a pino mugo (su terreno calcareo o calcareo-dolomitico) e sulle Alpi Centrali e Occidentali può mescolarsi anche con il cembreto.

Cembreto. È formato da una conifera di origine siberiana, dove forma estesi boschi puri. Arrivato durante le glaciazioni, il cembro si è insediato con successo sulle Alpi. Talvolta, in basso è associato anche con l'abete rosso.

Mugheto. Spesso su rocce calcaree, o comunque non acide. Accompagnato da erica e rododendro irsuto.

Ontaneto. Su terreno calcio-carente. Associato a rododendro ferrugineo, a mirtillo nero, a stellina ecc.

Spesso accompagnato da ginepro e *Arctostaphylos uva-ursi* oppure da empetro e mirtillo nero e rosso. A quote più elevate si trova la *Loiseleuria procumbens* associata alla *Cetraria islandica*, al mirtillo uliginoso (o di palude) e al brugo (*Calluna vulgaris*).

Pascoli. Quelli xerici sono caratterizzati da *Festuca* spp. Su terreno calcareo danno origine al **Firmeto** (a *Carex firma*) e più in alto sui versanti meridionali al **Seslerieto-sempervireto** (a *Sesleria albicans* e *Carex sempervirens* associate a Camedrio alpino *Dryas octopetala* e a Stella alpina *Leontopodium alpinum*). Su terreni calcio-carenti si insediano i **Festuceti, Curvuleti** e **Nerdeti** (cfr. zona prealpina).

Vallette nivali. Su terreno calcareo si hanno i **Saliceti** (caratterizzati dalla presenza di *Salix retusa* e *S. reticulata Arabis* spp, *Saxifraga* spp.).

Su terreno calcio-carente i **Saliceti** caratterizzati da *Salix herbacea, Alchemilla, Soldanella alpina*.

Macereti e detriti. Elyno-Seslerieto e più in alto **Firmeto**.

FAUNA PRESENTE NEI DIVERSI AMBIENTI TRATTATI.

Latifoglie decidue.

Consumatori primari.

Mammiferi: lepre, capriolo, cervo, scoiattolo.

Uccelli [numerose specie di passeriformi, columbidi, cuculidi, picidi: picchio rosso maggiore, picchio verde, (picchio nero)].

Predatori.

Mammiferi: volpe, martora, faina ed altri mustelidi, orso, lupo.

Uccelli: rapaci diurni (astore, sparviere, poiana, falco pecchiaiolo ecc.). Strigiformi: gufo comune, allocco, civetta, rarissimo il gufo reale e talvolta la civetta capogrosso e la civetta nana).

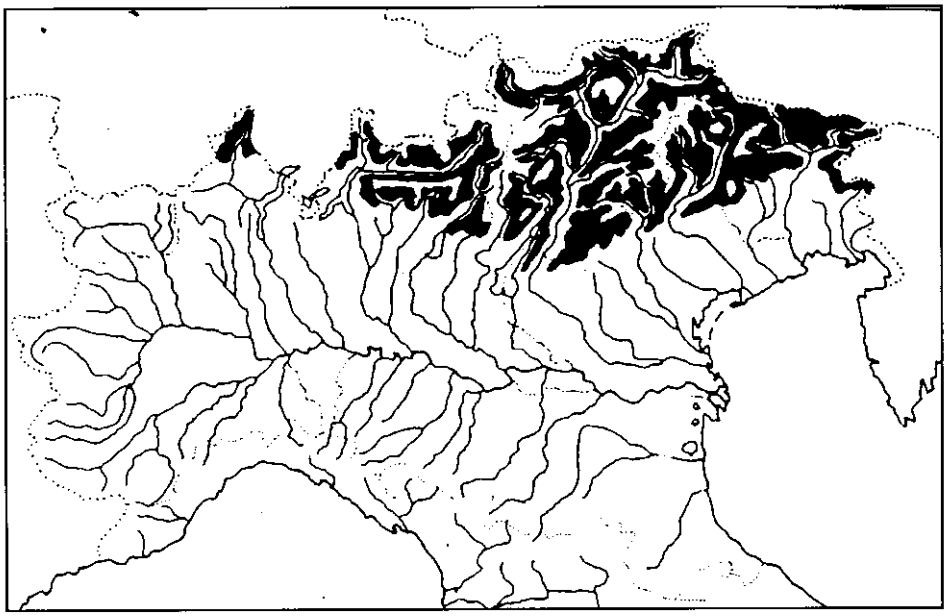
Boschi misti di conifere e latifoglie.

Consumatori primari: (vedi sopra).

Inoltre in questi boschi si possono trovare: gallo cedrone, francolino di monte, cincia dal ciuffo, cincia mora, cincia bigia alpestre, picchio cenerino, picchio tridattilo e, con maggiore frequenza il picchio nero.

Predatori: (vedi sopra).

A)



B)

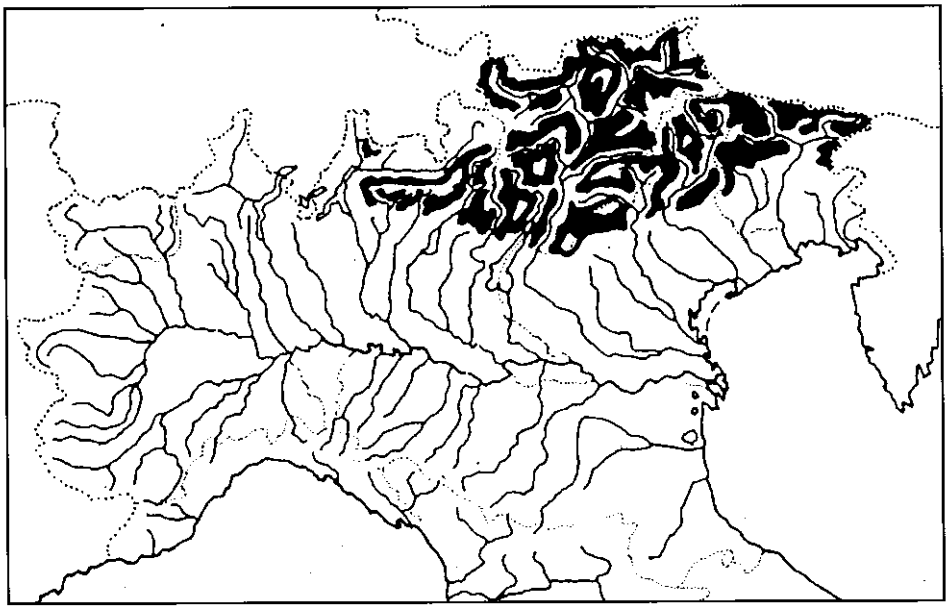
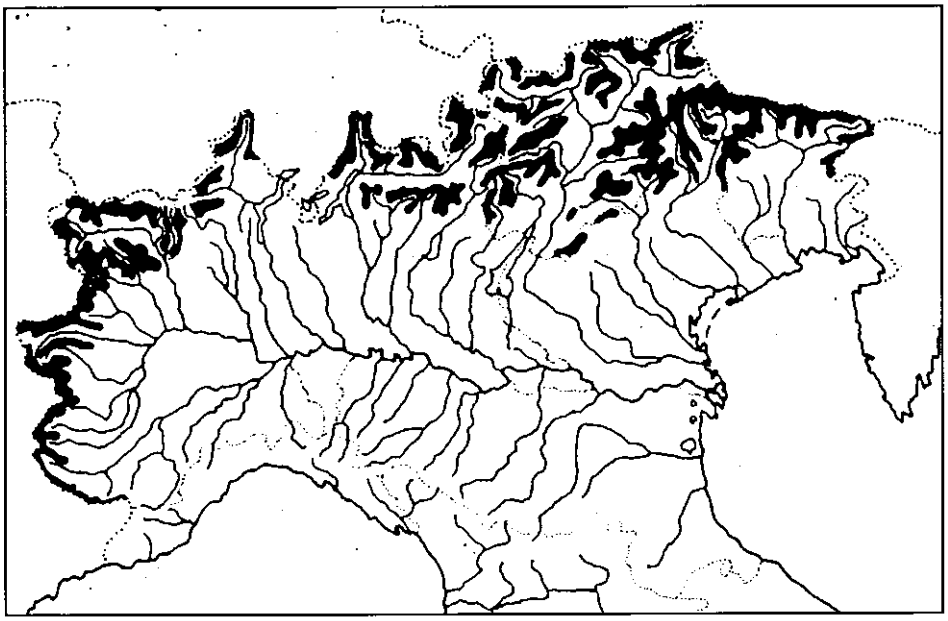


Fig. 3 - Tetraonidi forestali
A - Distribuzione del Francolino di monte
B - Distribuzione del Gallo cedrone (De Franceschi 1988)

A)



B)

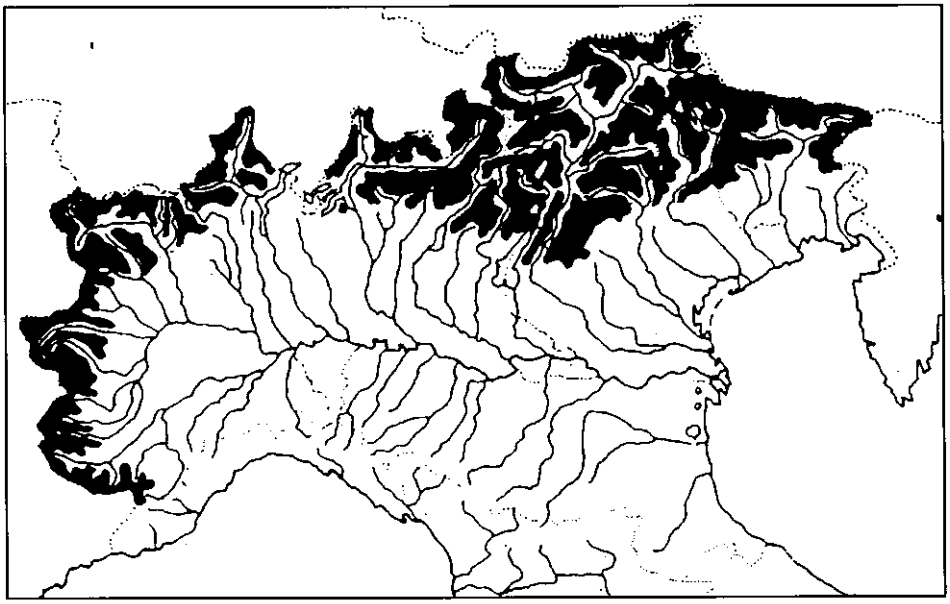


Fig. 4 - Tetraonidi del piano alpino e culminale:
A - Distribuzione della Pernice bianca
B - Distribuzione del Fagiano di monte (De Franceschi 1988)

Boschi di protezione, Lariceti e Cembreti.

Si possono incontrare tutte le specie presenti nei due ambienti sopra ricordati.

I grandi mammiferi, soprattutto in estate.

Uccelli: oltre al gallo cedrone e al picchio tridattilo sono presenti anche fagiano di monte, bigiarella, merlo dal collare, passera scopaiola ecc...

Prati e pascoli.

Consumatori primari.

Mammiferi: camoscio, stambecco, lepre variabile, marmotta.

Uccelli: coturnice, pernice bianca, ballerina bianca, ballerina gialla, allodola, sordone, fringuello alpino, organetto, culbianco, codirosso spazzacamino, spioncello, gracchio alpino, gracchio corallino, corvo imperiale, picchio muraiolo.

Predatori.

Mammiferi: ermellino, donnola.

Uccelli: aquila reale, gheppio, astore, sparviero, poiana.

Analisi della situazione dei Tetraonidi.

Caratteristiche ambientali e problemi di gestione.

STRATEGIE DI GESTIONE DEI TETRAONIDI SULLE ALPI

Per cercare di valutare la capacità faunistica di un territorio è necessario effettuare tutta una serie di indagini e rilevamenti in ciascuna area, prendendo in considerazione diversi fattori.

I risultati di tali ricerche dovranno essere organizzati e raggruppati in più categorie che consentano di individuare le aree più idonee per ciascuna specie. Ciò consentirà di conoscere quali sono gli interventi che devono essere fatti per ottenere o cercare di raggiungere le migliori condizioni di gestione.

A – **Catasto della aree da censire.**

1 – *Morfologia del territorio* (esame fotografie aeree, carte topografiche, geologiche e pedologiche);

2 – *Condizioni climatiche* (umidità, temperature (estive invernali), innevamento, piovosità ecc.);

3 – *Caratteristiche della vegetazione* (suddivisione in fasce e in aree omogenee);

4 – *Grado di antropizzazione* (attività silvo-pastorali, insediamenti umani permanenti, impianti di risalita ecc.);

5 – *Ricerca, identificazione, perimetrazione e rilevamento* (su carte al 25.000 o al 10.000) della superficie dei diversi habitat su cui sono insediate le 4 specie di Tetraonidi.

B – **Valore faunistico delle aree prese in esame.**

1 – *Fattori interni*, caratteristici delle specie che sono portate a scegliere diversi habitat a seconda che si tratti di

1.1. Specie monogame
– aree di allevamento della covata
– aree di insediamento della coppia durante il periodo autunno-inverno.
1.2. Specie poligame (o promiscue)
– aree di canto;
– aree di allevamento della covata
– territori individuali degli adulti al di fuori del periodo degli amori.

2 – *Fattori esterni*
2.1. Intensità del pascolo
2.2. Utilizzazioni forestali
2.3. Antropizzazione (costruzioni in muratura, funi a sbalzo, teleferiche, seggiovie ecc.)
2.4. Pressione venatoria e bracconaggio
2.5. Sorveglianza
2.6. Predatori (mammiferi e rapaci)
2.7. Epizoozie e parassiti in genere

C – **Capacità del territorio**

Analisi dati raccolti nei punti A e B
– Densità, struttura, età del bosco e del sottobosco
– Altezza vegetazione erbacea e arbustiva in terreno aperto.
– Presenza di radure, aree libere da vegetazione
– Presenza di grosse piante mature, di formicai, di acque correnti ecc.
– Attribuzione di un punteggio da 1 a 5
1 – fattore essenziale
2 – fattore determinante
3 – fattore importante
4 – fattore indifferente
5 – fattore trascurabile
– Analisi dei fattori variabili a seconda dell'andamento delle condizioni meteorologiche.

D – **Censimenti**

1 – Diretti
Per aree campione affidate a singoli operatori (100-200 ha)
Primaverili (specie poligame)
Estivi (per tutte le specie)
Su vaste aree esaminate da pochi rilevatori coordinati da pochi tecnici esperti del settore
Primaverili
Estivi

2 – Indiretti
Lungo percorsi campione in tutte le stagioni

3 – Statistici
Al termine della stagione venatoria in base alle catture avvenute durante la stagione di caccia.

E – **Piani di abbattimento**

1 – Analisi dei risultati dei censimenti da parte di una commissione Tecnica di Gestione dei Tetraonidi, presieduta da un tecnico faunistico specialista (entro il 20-9 di ogni anno)

2 – Formulazione del calendario venatorio (entro il 30-9 di ogni anno)

3 – Apertura della caccia per le specie il cui successo riproduttivo sia considerato buono e soddisfacente: 1ª domenica di ottobre – 30 novembre di ogni anno *per un totale di 10-12 uscite* al massimo.

F – **Valutazione complessiva della gestione.**

Su base ai risultati delle catture si cerca di valutare la situazione delle popolazioni esistenti sul territorio preso in esame.

G – **Immissione e ripopolamenti con soggetti selvatici o provenienti da allevamenti.**

Assolutamente inutili e contro producenti!

La sintesi presente viene trattata ampiamente in diversi lavori (De Franceschi 1982, 1983, 1986a, b, c, 1988; De Franceschi e Bottazzo 1988, Artuso e De Franceschi 1998).

Metodi di Rilevamento delle caratteristiche dei Biotopi (Tab. I, II, III, IV, V)

Per concludere vengono presentate alcune tabelle relative alle caratteristiche vegetazionali degli habitat di alcune aree di canto di Gallo cedrone nel Tarvisiano (Tab. I) e nelle Alpi centrali e orientali e sulle Prealpi (Tab. IV). La Tab. II illustra le differenze vegetazionali osservate in diversi biotopi di Gallo cedrone in Alto Adige. La Tab. III mostra invece le caratteristiche della vegetazione di alcune aree di allevamento di covata di Fagiano di monte in varie zone delle Alpi centrali ed orientali.

Infine, nella Tab. V, viene presentato un modello di scheda utilizzato per la raccolta dei dati sulle caratteristiche della vegetazione dei biotopi delle specie di tetraonidi forestali (Gallo cedrone e Francolino di monte).

TABELLA I - Composizione arborea, altezze medie delle piante e schermatura nei tre strati in cui risulta suddivisa la vegetazione sulle arene di canto di Gallo cedrone nel Tarvisiano (De Franceschi e Bottazzo 1988).

STRATO Stadio Evolutivo	PRIMO Maturo Stramaturo	SECONDO Adulto (Perticaia)	TERZO Giovane (Perticaia)	MEDIE
Altezza				
Piante dominanti	26,3	13,7	2,7	
Base chioma	7,1	3,1	0,4	
Schermatura				
Forte	46%	15%	9%	
Media	44%	62%	36%	
Scarsa	10%	23%	55%	
Composizione Arborea				
Abies alba	5,09	7,33	6,92	6,45
Pices excelsa	39,00	18,30	49,10	35,47
Pinus silvestris	4,11	12,10	5,66	7,26
Larix decidua	9,30	5,82	—	5,06
Fagus sylvatica	41,10	54,50	32,10	42,60
Altre latifoglie	1,40	1,95	6,22	3,16

TABELLA II - Caratteristiche delle aree campione, dei biotopi delle arene di canto, delle aree di allevamento delle covate, dei nidi e dei territori occupati dai maschi adulti di Gallo cedrone in Alto Adige durante l'estate (Artuso e De Franceschi 1988).

Caratteristiche	Aree Campione	Arene di canto	Covate e nidi	Adulti territoriali
Esposizione		NE; S	E; S; W	E; W
Età (in anni)	88	85	93,5	87,5
Densità[1,2]	0,52	0,57	0,60	0,55
Area di insidenza chiome (% di terreno coperto)	–	44	48	48
Composizione arborea (espressa in percentuale)				
Abete rosso *(Picea excelsa)*	45	49,5	69	53,5
Abete bianco *(Abies alba)*	1,5	2	–	–
Larice *(Larix decidua)*	24	20	21	8
Pino silvestre *(Pinus silvestris)*	24	15	7,5	28
Pino cembro *(Pinus cembra)*	4,5	3	–	10,5
Pino mugo *(Pinus mugo)*	–	1	–	–
Faggio *(Fagus sylvatica)*	–	2,5	2	–
Betulla *(Betula* spp)	–	5	–	–
Sorbo degli uccellatori *(Sorbus aucuparia)*	–	1	–	–
Pioppo tremulo *(Populus tremula)*	1	1	–	–
Roverella *(Querces pubescens)*	–	–	0,5	–
Tipi strutturali (espressi in percentuale)[1]				
Novelleto, Spessina	26,5	29,5	25	7,5
Perticaia	23	22,5	9,5	24
Adulto, Maturo, Stramaturo	49,5	48	56,5	68,5
Sottobosco e copertura viva (indice di frequenza espresso in percentuale)[3]:				
Cotica erbosa	100	100	100	100
Mirtillo rosso *(Vaccinium vitis-idaea)*	51,5	82	78	50
Mirtillo nero *(Vaccinium myrtillus)*	45,5	55	67	50
Erica *(Erica carnea)*	32,5	45	44	50
Ginepro nano *(Juniperus communis* spp. *nana)*	31	41	22	50
Rododendro *(Rhododendrom ferrugineum)*	32	23	22	–
Muschi	30	32	56	50

[1] Cappelli (1978).

[2] Tamanini (1984).

[3] Rappresenta il numero di volte in cui la specie, o l'insieme dei vegetali riportati a fianco, sono stati rilevati nelle varie particelle forestali o nel totale dei biotopi visitati.

TABELLA III - Caratteristiche della vegetazione in alcune importanti aree di allevamento di covate di Fagiano di monte (De Franceschi 1986)

Specie	Alpi Carniche Collina grande	TRENTINO Alta Val d'Eva	Rostoni	Palon Nord	Alta Val d'Eva[1]	Rostoni[1]	Palon Nord [1]
1 *Picea excelsa*	0.20	–	8.90*	5.76*	–	–	–
2 *Larix decidua*	0.15	–	10.80*	8.10*	–	–	–
3 *Pinus mugo*	–	–	4.62	18.66*	–	–	–
4 *Juniperus communis*	0.75	6.50*	16.12*	11.23*	–	2.90	2.27
5 *Salix* spp	–	16.50*	4.05	2.26	–	–	–
6 *Populus tremula*	–	–	1.25	–	–	–	
7 *Alnus viridis*	20.25*	31.80*	–	0.70	–	–	–
8 *Fagus sylvatica*	–	–	1.32	1.86	–	–	–
9 *Sorbus aucuparia*	1.55	1.78	1.20	1.40	–	–	–
10 *Sorbus chamaemespilus*	1.85	2.80	5.15*	1.33	–	0.53	0.47
11 *Rosa* spp	–	0.90	0.35	0.60	–	–	0.58
12 *Rubus idaeus*	3.45	2.10	0.57	2.40	–	1.07	0.40
13 *Rhododendron ferrugineum*	29.50*	5.80*	5.87*	2.10	3.46	0.45	–
14 *Erica carnea*	–	–	2.12	1.46	–	–	0.13
15 *Arctostaphylos uva-ursi*	–	–	8.27*	0.33	–	–	–
16 *Vaccinium uliginosum*	–	–	3.75	–	–	–	–
17 *Vaccinium vitis-idaea*	1.65	–	–	0.60	–	–	–
18 *Vaccinium myrtillus*	21.10*	14.60*	4.40	13.30*	9.50	6.86	9.38
19 *Rhinanthus* spp	–	–	0.57	0.33	–	–	–
20 Felci	3.15	4.70	–	0.80	2.34	–	0.13
21 Vegetazione erbacea	14.45*	12.90*	21.22*	23.90*	20.96	9.55	12.86
22 Vuoto (aree nude)	–	–	–	–	1.93	4.26	9.11

* Specie dominanti (> 5%)

[1] Vegetazione arbustiva bassa, al di sotto degli alberi e dei cespugli.

TABELLA IV - Struttura e composizione della vegetazione di alcune arene di canto di Gallo cedrone (De Franceschi 1986)

	Tarvisio (Udine) I	Tarvisio (Udine) II	Paluzza (Udine)	Paneveggio (Trento)	Trodena (Bolzano)	Tanamea (Udine)	Alto Adige [1]
Esposizione	Est	Sud	S.-O.	Sud	S.-O.	N.-Est	N.E.+S.
Età (in anni)	80	90	95	–	95	–	85
Densità	0.57	0.6	0.55	0.65	0.65	–	0.52
% area insidenza chioma	58-60	65/75	68	65/70	65	70	44
Composizione arborea %							
abete rosso	31.5	28.5	40.6	72.8	32	4.7	49.5
abete bianco	–	–	13.4	–	2	8.0	2.0
larice	7.7	40.5	28.0	26.6	23.7	–	20.0
pino silvestre	–	28.5	–	–	32.3	15.0	
faggio	53.8	2.5	18.0	6.6	10	87.3	2.5
altro	–	–	–	–	–	–	11.0
Dispersione	Uniforme	Irregolare	Irregolare	Regolare	Regol. a gruppi	Regolare	–
Radure	Piccole	Ampie	Poche e ampie	Abbast. ampie	Ampie e irreg.	Piccole irreg.	Abbast. ampie
Tipi strutturali %							
Novelleto Spessina	29.5	12.5	18	16.5	21	19	28.5
Perticaia	20.5	24.4	22	6.5	24	35	22.5
Adulto Maturo e Stramat.	53	63.1	60	77	55	46	48.0
Sottobosco e copertura viva %							
Erica ed Elleborus	–	25	–	–	30	10	–
mirtillo nero	15	–	15	–	5	5	–
graminacee	60	65	75	90	90	50	–
rododendro ferrugineo	10	–	20	–	–	15	–
mirtillo rosso	–	–	–	–	20	–	–
Pendenza %	78	90	60	48-80	28-45	80	0-38
Altitudine m s.l.m.	1410	1320	1300	1780	1500	1280	1400-1900

[1] Artuso e De Franceschi (1988).

TABELLA V - Scheda di rilevamento delle caratteristiche dei biotopi di Gallo cedrone e di Francolino di monte.

RILEVATORE _____ DATA _____

Habitat di _____ No. _____

Arena di canto ☐ Area di all. covata ☐ Adulto territoriale ☐ Nido ☐

COMPOSIZIONE DEL BOSCO: (*)
Abies; Picea; Pinus (1); Larix; Fagus; Quercus (1); Alnus; Acer; Sorbus (1);

ETA' DEL BOSCO : ..... Struttura del bosco:
Coetanea ☐, Disetanea ☐; Disetaneiforme ☐.

Strati (2)	I	II	III	Substrato
H piante				Pendenza
H base chioma				Umidità S U A
Schermatura	S M F	S M F	S M F	Suolo R P G SG SF T A H
Foglie	L A R	L A R	E M F Ce	N Gr B M Gi R
Dispersione	U I gr			Aree nude
Copertura	Gr f F			Acqua
Rami				Costruzioni

Note: (1) specificare la specie. (2) I: maturo e stramaturo; II: perticaia; III: rinnovamento, spessina, arbusti.

*	A			B			C			D			Insid.
Transetto	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	chiome
Abies													
Picea													
Pinus													
Larix													
Fagus													
Quercus													
Alnus													
Acer													

BIBLIOGRAFIA

ARTUSO I. & DE FRANCESCHI P., (1988). *Il Gallo cedrone* (Tetrao urogallus) *in alcuni ambienti forestali dell'Alto Adige. Osservazioni sugli habitat preferenziali nel periodo della riproduzione e dello sviluppo.* Boll. Mus. civ. St. nat. Verona, 14 (1987): 381-396.

DE FRANCESCHI P., (1982). *Fluttuazioni delle popolazioni di Tetraonidi sulle Alpi Carniche.* Dendronatura, 3(2): 19-38.

DE FRANCESCHI P., (1983). *Aspetti ecologici e problemi di gestione dei Tetraonidi sulle Alpi.* Dendronatura, 4(1): 8-35.

DE FRANCESCHI P., (1986a). *Caratteristiche ambientali, fluttuazioni, densità e gestione delle popolazioni di Tetraonidi sulle Alpi italiane.* In DESSI-FULGERI F. & MINGOZZI T. (red.). Atti del Seminario di Biologia dei galliformi. Arcavata (Cosenza), 1984: 35-50.

DE FRANCESCHI P., (1986b). *I Tetraonidi alpini. Consistenza ed evoluzione delle popolazioni italiane.* Dendronatura, 7(2): 33-42.

DE FRANCESCHI P., (1988). *La situazione attuale dei galliformi in Italia. Ricerche recenti o ancora in corso. Problemi di gestione e prospettive per il futuro.* In: SPAGNESI M., S. TOSO (Eds.). *Atti 1° Congr. Naz. Bio. della Selvaggina.* Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XIV: 129-168.

DE FRANCESCHI P. & BOTTAZZO M., (1988). *Caratteristiche vegetazionali delle arene di canto del Gallo cedrone* (Tetrao urogallus L.) *nel Tarvisiano (Alpi Orientali, Friuli Venezia Giulia).* In: SPAGNESI M., S. TOSO (Eds.). *Atti 1° Congr. Naz. Biol. della Selvaggina.* Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XIV: 169-181.

FENAROLI L. & GIACOMINI V., (1958). *La Flora.* Collana: Conosci l'Italia. Ed. Sagdos. T.C.I. Milano.

POLUNIN O. & ALTERS M., (1987). *Guida alle vegetazioni d'Europa.* Zanichelli, Bologna.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

M. FASOLA

ZOOCENOSI DEGLI AMBIENTI UMIDI IN ITALIA E LORO CONSERVAZIONE

Dipartimento di Biologia Animale - Università degli Studi
Piazza Botta, 9 - 27100 Pavia

Con la dizione "ambienti umidi" indichiamo tutte le zone con acque basse, nelle quali l'interfaccia acqua-terra è elemento fondamentale. La varietà di ambienti umidi è molto ampia (Tab. 1) e, inoltre, in alcune regioni le risaie hanno sostituito gli ambienti umidi naturali, e ne costituiscono un surrogato che ospita una varietà di fauna acquatica. Gli ambienti umidi sono sovente di estensione relativamente limitata, e sono fragili, sia a causa della loro tendenza ad una naturale e spontanea evoluzione, sia nei confronti della manomissione da parte dell'uomo mediante bonifiche.

Questa fragilità intrinseca, e la rarefazione recente dovuta a bonifiche, impongono ora la necessità di effettuare interventi attivi di conservazione delle residue zone umide, in particolare in una situazione ambiente compromessa da elevata pressione antropica, come in Italia. In questo breve intervento cercherò di esemplificare alcuni aspetti della conservazione degli ambienti umidi e delle ricerche applicate alla loro conservazione.

Comparsa, evoluzione, scomparsa.

Per loro natura gli ambienti umidi sono instabili in tempi ecologici brevi e sono addirittura transeunti quando siano considerati sui tempi più lunghi, di tipo geologico.

Infatti gli ambienti umidi attuali si sono tutti formati in tempi relativamente recenti. Ad esempio gli stagni lungo i fiumi planiziali ("lanche") sono stati creati dalla divagazione del corso del fiume: un'ansa fluviale ove scorre la corrente può effettuare il "salto del meandro", e lo specchio d'acqua semicircolare abbandonato dalla corrente rimane come uno stagno laterale al corso del fiume. Anche zone umide molto ampie come i delta fluviali, sono di origine sorprendentemente recente. Ad esempio l'intera parte del delta del Po che ora protrude nell'Adriatico per 15-20 km si è formata per accumulo di detriti portati dal fiume durante gli ultimi 2000 anni; in epoca romana la linea di costa era tanto arretrata che l'attuale delta e le valli di Comacchio non esistevano.

Gli ambienti umidi subiscono una naturale evoluzione, principalmente perchè soggetti ad interramento, per l'accumulo di inerti portati dalle correnti e di detriti vegetali e animali. Parallelamente all'evoluzione fisica e idrologica dell'ambiente umido, mutano le censosi vegetali e animali, con un processo di seriazione ecologica, cioè di sostituzione di comunità precedenti con altre comunità più adatte alle nuove condizioni ambientali. Ad esempio la vegetazione dei nostri meandri fluviali durante il procedere del loro interramento passa tipicamente da canneto a saliceto, a bosco igrofilo, fino a bosco misto quando l'interramento è completato. In un delta, procedendo dall'esterno verso l'interno e quindi con lo stabilizzarsi del deposito fluviale, si incontrano lagune salate e salmastre, quindi stagni e acquitrini dolci, canali e infine zone asciutte, ambienti che seguono un gradiente di interramento crescente.

Tutti gli ambienti umidi sono quindi naturalmente destinati a scomparire, nell'arco relativamente breve di decenni o di centinaia di anni. Contemporaneamente però, nuovi ambienti umidi si formeranno, a meno che questo processo naturale non sia interrotto, come spesso succede nelle zone italiane altamente antropizzate dagli interventi umani di bonifica (prosciugamento per messa a coltura o per altri usi) e di regimazione dei corsi d'acqua (che incanala la corrente e impedisce il divagamento che crea nuovi ambienti umidi laterali).

Bonifiche

In epoca medioevale le zone umide coprivano in Italia circa 30.000 km^2, ma da allora il naturale processo di prosciugamento degli ambienti umidi è stato enormemente accelerato dalle bonifiche compiute per la necessità di risanare vaste regioni dalla malaria e di ottenere nuovi terreni coltivabili. Alla metà dell' 800 erano rimasti in Italia circa 13.000 km^2 di zone umide, inclusi paludi e stagni, laghi, risaie (dati elencati da Rallo, G. e Pandofi, M. 1988. Le zone umide del Veneto. Muzzio, Padova). Le superfici rimaste ora sono solo una frazione, perchè bonifiche molto estese sono state compiute per tutta la prima metà di questo secolo, in particolare nelle zone costiere del Veneto e della Romagna. L'ultima grande opera è stata il prosciugamento di due terzi delle valli di Comacchio, terminato nel 1965.

Dagli anni '70, estese opere di bonifica non sono più state attuate, per la riconosciuta importanza naturalistica, idrogeologica ed economica degli ambienti umidi. Gli ambienti umidi, stagni, paludi, lagune, contribuiscono all'equilibrio idraulico del territorio durante le piene, sono sede di una produzione primaria molto elevata sfruttabile economicamente, sono una risorsa turistico sociale, e ospitano specie animali e vegetali tipiche, in rarefazione, e di grande valore conservazionistico.

Conservazione

La rapida scomparsa delle zone umide per le bonifiche, e la mancata formazione di nuove zone umide per la regimazione dei corsi d'acqua, impongono la necessità di tutelare zone sufficienti a rappresentare l'intera gamma degli ambienti umidi. Gli interventi di tutela devono mirare alla conservazione dell'intero ambiente, anche se in alcuni casi gli interventi sono indirizzati alla conservazione di una specie animale particolare, perché di interesse preminente, o perché indicatrice dello stato ambientale.

Ogni intervento di conservazione dovrebbe seguire le fasi: individuare e studiare un determinato ambiente e valutarne l'interesse conservazionistico, compiere indagini applicative specifiche per la sua conservazione, definire un Istituto di tutela (es. Riserva o Parco), effettuare un'opportuna gestione.

Lo studio delle zoocenosi

In nessuno degli ambienti umidi italiani è stato finora possibile studiare tutte le componenti, invertebrati, vertebrati e piante, della comunità biotica. Per alcuni ambienti, si hanno liste faunistiche parziali; si possono citare vari esempi, come gli inventari degli

invertebrati presenti in alcuni laghi appenninici (Andrei, M. e Gandolfi, G. 1964. I laghi della Val Nure. Fisiografia e Idrobiologia. Bollettino pesca, piscicoltura e idrobiologia 20: 1-142) e nelle risaie (Moroni, A.: 1962. L'ecosistema di risaia. Ente Nazionale Risi, Milano, 52 pp.), e dei pesci presenti nei canali salmastri della zona del delta del Po (Callegarini, C. e altri, 1983. Indagine sui Teleostei presenti nei canali addutori alle Valli di Comacchio nel triennio 1980-82. Nova Thalassia 6: 19-45). Per gli uccelli, sono stati compiuti censimenti completi degli aironi, gabbiani e sterne nidificanti in Italia (vedi citazioni nei capitoli seguenti), e censimenti parziali delle popolazioni di Anatidi svernanti (Rapporto sui censimenti invernali degli Anatidi e della Folaga in Italia, 1982-1985. Documenti Tecnici, Istituto Nazionale Biologia Selvaggina, Bologna) e nidificanti (Brichetti e altri 1984. Distribuzione e status degli Anatidae nidificanti in Italia e Corsica. Avocetta 8: 19-42) e dei trampolieri (Tinarelli, R. Lo svernamento dei limicoli nelle zone umide costiere adriatiche dalla foce dell'Adige alla salina di Cervia. Avocetta 13: 41-46).

Comunque, per molti biotopi umidi non sono state finora compilate liste faunistiche, che elenchino le specie presenti, né sono state studiate le relazioni ecologiche tra le specie.

La valutazione del valore naturalistico

Si presenta sovente la necessità di valutare l'importanza conservazionistica di una determinata zona, ad esempio al fine di graduare le priorità di intervento in una serie di zone analoghe, o di valutare l'impatto di attività produttive. Sono state perciò sviluppate tecniche oggettive di valutazione, basate sull'elaborazione dei dati sulle caratteristiche ambientali della zona, dati che è ovviamente necessario conoscere con precisione. Queste tecniche permettono di quantificare, esplicitare e comunicare alcuni parametri che sono sempre stati difficili da valutare, quali il valore naturalistico di una zona in paragone ad altre (Usher, M.B. 1986. Wildlife conservation evaluation. Chapman, London), oppure la differenza tra il valore attuale e il valore dopo che la zona sarà stata trasformata da attività economico-produttive (Moroni, A. e altri, red., 1982. Il Bilancio d'impatto ambientale. Atti IV colloquio Società Italiana Ecologia). La Valutazione dell'Impatto Ambientale delle opere e infrastrutture produttive di grande dimensione è recentemente divenuto obbligatorio anche in Italia (DPCM del 10/8/88, e "Norme tecniche per la redazione degli studi impatto ambientale ..." DPCM del 27/12/88).

Riserve e Parchi

La necessità di conservare gli ambienti umidi è riconosciuta internazionalmente. L'International Wildfowl Research Bureau, la FAO, l'UNESCO, il Consiglio Internazionale Caccia, l'International Council Bird Preservation, l'International Union Conservation Nature e il WWF hanno promosso la "Convenzione di Ramsar", che nel 1983 era già stata sottoscritta da 34 Stati. La Convenzione prende il nome dalla località dell'Iran ove nel 1971 fu tenuta la conferenza preparatoria, ed è stata ratificata dal Governo italiano con D.P.R. 448 del 13/3/76 con la denominazione "Convenzione per la salvaguardia delle zone umide di interesse internazionale soprattutto come habitat degli uccelli acquatici." La Convenzione di Ramsar impegna gli Stati contraenti a tutelare le zone con ambienti umidi. Sono stati formalizzati criteri oggettivi in base ai quali una zona

può essere considerata di interesse internazionale ai sensi della Convenzione di Ramsar, e può quindi essere segnalata per l'inclusione nel relativo elenco; è considerata di importanza internazionale una zone che ospiti regolarmente almeno 10.000 anatre, oche e cigni, oppure 10.000 folaghe, o 20.000 limicoli, oppure che ospiti regolarmente l'1% della popolazione migratrice, o della popolazione nidificante di una specie di uccello acquatico (Spagnesi, M., red., 1982. Atti della Conferenza sulla conservazioni delle zone umide di importanza internazionale specialmente come habitat degli uccelli acquatici. Ricerche Biologia selvaggina, Supplementi Vol. 8). Le zone umide incluse nella lista di "Siti Ramsar" erano 49 per l'Italia (Scott, D.A. 1980. A preliminary inventory of wetlands of international importance for waterfowl in West Europe and Northwest Africa. IWRB Special publication no.2.), e per altre zone è in corso la procedura di inclusione nella lista. Tra queste zone ne sono incluse alcune molto diversificate, da zone umide circoscritte e ora protette da Riserve regionali come i siti di alcune colonie di aironi in Lombardia, fino ad ambiti molto ampi e privi di effettiva protezione come il delta del Po. Gli uccelli sono assunti come indicatori dell'importanza di una zona umida, per il loro interesse conservazionistrico intrinseco e per il loro valore paesaggistico ed emotivo, ma certamente la conservazione delle zone umide deve mirare al mantenimento dell'ecosistema complessivo di cui gli uccelli fanno parte.

Il Italia è però finora mancata la conservazione di un vasto comprensorio di ambienti umidi a livello nazionale, paragonabile ai parchi di Coto Donana e del Delta dell'Ebro in Spagna, o al Parco Naturale Regionale della Camargue in Francia; la recente istituzione del Parco del delta del Po (L.R. 27 del 2/7/88, Regione Emilia-Romagna) deve ancora tramutarsi in reali iniziative di conservazione.

La delega alle Regioni in materia di conservazione naturale ha stimolato alcune Regioni a proteggere molte delle zone umide di competenza. Un sistema di Riserve e Parchi regionali, tra cui molte zone umide, è stato istituito in Lombardia con L.R. 86 del 1983, e in Emilia Romagna con L.R. 11 del 2/4/88. In Piemonte sono protetti da Parchi e Riserve il fiume Ticino, alcuni laghi minori e paludi, e alcune zone umide con colonie di aironi nidificanti. In Veneto le zone umide sono sottoposte a tutela paesaggistico-ambientale da parte del Piano Territoriale Regionale di Coordinamento (D.G.R. 7090 del 23/12/86) che inserisce le zone umide nel Sistema degli ambiti naturalistico-ambientali e paesaggistici di livello regionale, inoltre le zone più importanti sono state individuate per l'istituzione di Riserve e Parchi Naturali regionali. Provvedimenti di tutela sono stati adottati da altre Amministrazioni (es. prov. di Trento), ma varie Regioni non hanno finora intrapreso alcuna iniziativa di conservazioni della zone umide di loro competenza.

Le dichiarazioni, le convenzioni e le norme per la conservazione degli ambienti umidi, in alcuni casi si sono tramutate in efficaci iniziative di tutela, in altri casi si sono finora rivelate insufficienti o inattuate.

La gestione ambientale

La sola protezione di tipo passivo è di solito insufficiente a mantenere a lungo termine ambienti soggetti a evoluzione spontanea, come gli ambienti umidi. Sono state perciò sperimentate tecniche per risolvere i numerosi problemi, quali ad esempio il mantenimento di un ambiente umido allo stadio evolutivo desiderato mediante il controllo del livello idrico o mediante la limitazione del canneto, oppure la creazione di nuovi ambienti umidi mediante escavazioni e la creazione di isole di tipo idoneo a particolari

specie di uccelli (Manuale di Gestione delle zone umide. Istituto Tecnica e Propaganda Agraria, Ministero Agricoltura e Foreste, e manuali pubblicati dall'International Wildfowl Reasearch Bureau, Slimbridge UK).

Il caso degli uccelli acquatici coloniali

Esempi di opposto segno, di conservazione efficace in un caso e insufficiente dall'altro, sono forniti dalla conservazione degli ambienti di nidificazione delle colonie di uccelli acquatici in Italia. Cinque specie di aironi (famiglia Ardeidae) e le 12 specie di gabbiani e rondini di mare (famiglia Laridae) nidificano in Italia in colonie a volte molto popolose.

Queste specie sono di grande interesse conservazionistico, e offrono l'opportunità di realizzare interventi di conservazione efficaci, perché proteggendo una sola colonia si salvaguardano a volte migliaia di coppie nidificanti, e di facile realizzazione perché le colonie occupano pochi ettari di terreni di valore marginale (Bogliani, G. e Fasola, M. 1985. Le specie animali da proteggere in Italia: considerazioni sulle priorità. Pp. 1059-1061 in: Moroni, A., Anelli, A. e Ravera, O. Atti II Convegno Società Italiana Ecologia).

A seguito di un censimento delle popolazioni di aironi nidificanti in Italia (Fasola, M. e altri. 1981. Le garzaie in Italia, 1981. Avocetta 5: 107-131), molte delle colonie di aironi sono effettivamente state oggetto di interventi di conservazione, con l'istituzione di Riserve Naturali da parte delle Regioni Lombardia e Piemonte. In Lombardia, 13 delle 15 colonie di aironi (chiamate anche "garzaie", e popolate soprattutto da Nitticora *Nycticorax nycticorax* e da Garzetta *Egretta garzetta*) sono ora protette da Riserve, dell'estensione di pochi ettari ciascuna (L. Regione lombardia no. 86 del 1983). Sono inoltre state compiute indagini applicative, al fine di conoscere le caratteristiche ambientali che le colonie di aironi richiedono per mantenersi a lungo termine; i risultati di queste indagini hanno permesso di dotare ciascuna Riserva di un Piano di Gestione che prevede: un dimensionamento dei confini della Riserva e della vegetazione palustre al suo interno adeguati alla nidificazione degli aironi, che appunto richiedono ambienti palustri seminaturali; il mantenimento della vegetazione palustre allo stadio evolutivo preferito dalle varie specie di aironi, mediante interventi opportuni; l'approntamento di itinerari per la didattica e la fruizione pubblica in alcune Riserve dove questa attività è compatibile con la salvaguardia dell'ambiente; il controllo delle attività antropiche nelle zone immediatamente a ridosso della colonia. La protezione degli ambienti umidi sedi di colonie di aironi è quindi stata fattivamente intrapresa, almeno da due Regioni, nelle quali d'altra parte sono situate la maggior parte delle garzaie italiane.

Al contrario, le colonie di gabbiani e rondini di mare non sono state finora oggetto di protezione. Eppure, vi sono in Italia colonie molto popolose di specie di grande rilevanza conservazionistica, come il Gabbiano corso *Larus audouinii* e il Fraticello *Sterna albifrons* (Fasola, M., red., 1986. Distribuzione e popolazione dei Laridi e Sternidi idificanti in Italia. Ricerche Biologia Selvaggina no. 9), e gli interventi sarebbero facilmente attuabili. Molte colonie delle specie più importanti si trovano nelle zone comprese entro il designato Parco del delta del Po (vedasi capitolo "Riserve e Parchi"), e si può sperare che vengano attuate al più presto misure di affettiva conservazione, anche perché queste colonie sono soggette a minacce di vario tipo.

Utilizzi venatori e per itticoltura

Le zone umide sono territori pregiati a fini venatori, per la pesca e l'itticoltura, particolarmente nelle zone lagunari. I cacciatori sono indubbiamente interessati al mantenimento di ambiente naturale produttivo di selvaggina, e in linea di principio potrebbero essere dei forti alleati di iniziative conservazionistiche (Harradine, J. 1988. The hunters' contribution to the management of wildfowl. Pp. 9-18 in: Spagnesi, M. e Toso, S. Atti I Convegno Nazionale Biologi Selvaggina. Ricerche Biologia selvaggina, Supplemento 14). In Italia tuttavia, il numero di cacciatori eccede di gran lunga la capacità del territorio disponibile, e non vi è stato modo di ridurlo entro limiti sostenibili dal patrimonio faunistico oggetto di caccia; per questo motivo, e per varie motivazioni socioculturali, le istanze dei naturalisti e quelle delle associazioni venatorie sono finora state contrapposte.

TABELLA 1 - Classificazione degli "ambienti umidi" italiani. Una definizione di ambiente umido è: "aree palustri, acquitrinose o torbose, o specchi d'acqua ferma o corrente, dolce, salmastra o salata, compresi i tratti di mare la cui profondità non ecceda i 6 m con bassa marea".

Ambienti umidi naturali

Grandi laghi interni, superfice superiore a 3 km^2.
Piccoli laghi interni, superfice inferiore a 3 km^2.
Laghi montani, a quote superiori a 750 m s.l.m.
Laghi costieri, a distanza inferiore a 10 km dalla costa.
Torbiere, località ad accumulo lento e continuo di residui vegetali, generalmente localizzate in depressioni del terreno, ove si raccoglie l'acqua con conseguente formazione di torba.
Sponde e corsi di fiumi, rive di fiumi e loro letto.
Estuari, foci fluviali a sbocco unico.
Delta, foci fluviali a sbocco deltizio.
Acquitrini, acque stagnanti con impaludamento e acque non perenni.
Lagune, propaggini marine incuneate tra la terraferma, in comunicazione, continua o saltuaria con il mare, ad alta o media salinità.
Valli da pesca, specchi d'acqua in prossimità delle coste marine, con salinità variabile, anche delimitati da argini artificiali, prevalentemente destinati all'itticoltura.
Litorali e acqua marine costiere.

Ambienti umidi artificiali

Casse di espansione, bacini per l'accoglimento temporaneo di volumi di piena di corsi d'acqua.
Invasi di ritenuta, bacini per l'accumulo delle fluenze dei corsi d'acqua da destinarsi a scopo irriguo e ad altri usi.
Cave di inerti, argille e ghiaie, bacini originatisi per falde e per attività fluviale, a seguito dell'escavazione di tratti di terreno.
Canali, corsi d'acqua artificiali.
Saline, bacini per la produzione di sale mediante evaporazione.
Vasche di colmata artificiali, bacini per l'accumulo di torbide mediante deposito.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

M. VERGA

ELEMENTI DI ETOLOGIA APPLICATA: AVIFAUNA ALLEVATA

Istituto di Zootecnica - Università degli Studi
Facoltà di Medicina Veterinaria - Via G. Celoria, 10 -20133 Milano

Introduzione

Nell'allevamento animale l'addomesticamento costituisce normalmente la prima fase necessaria, durante la quale si imposta il rapporto animale-uomo, si verifica la disponibilità di entrambi ad accettarne le regole ed avvengono le modificazioni idonee ad attuare l'allevamento vero e proprio finalizzato alla produzione.

Nel caso degli animali selvatici, si possono verificare due differenti situazioni:

1) l'allevamento per sfruttare alcune caratteristiche produttive, e che tendenzialmente conduce all'addomesticamento;

2) l'allevamento per riprodurre soggetti da immettere in ambienti più o meno naturali, che dovrebbero evidentemente tendere a mantenere le caratteristiche selvatiche filogenetiche di specie, e che vengono allevati a scopo venatorio, o di ripopolamento, o di mantenimento di popolazioni in via di estinzione.

Le due situazioni prevedono finalità opposte e devono quindi essere gestite in modo completamente diverso. Tuttavia, poiché il passaggio dalla fase di "selvatico" a quella di "domestico" è un processo lento, la seconda situazione spesso non viene gestita in funzione delle sue finalità, ma ha caratteristiche simili a quelle della prima.

Inoltre, anche se concettualmente le problematiche di allevamento dei selvatici possono essere generalizzate a tutte le specie, in pratica ognuna di esse costituisce, a causa della evoluzione filogenetica, un caso a sè stante.

Le specie avicole hanno comunque, nei confronti dei mammiferi, caratteri distintivi, in riferimento soprattutto alla limitazione dei movimenti che, se è sensibile nei secondi, diventa ancora più evidente per i volatili, in cui la capacità di dislocarsi attraverso il volo determina una modificazione del tutto particolare, tanto che le specie a maggior livello di domesticazione e maggiormente allevate hanno progressivamente ridotto la propria attitudine al volo.

La situazione di cui si intende trattare in questa sede, cioè l'allevamento di avifauna per riprodurre soggetti da immettere in ambienti più o meno naturali, è in realtà minata da evidenti contraddizioni intrinseche, in quanto l'allevamento tende a modificare, anche se con una evoluzione relativamente lenta, le caratteristiche reattive degli animali. In una logica di ampio respiro sarebbero pertanto da prevedere un frequente reinserimento, nelle popolazioni allevate, di individui selvatici, o quanto meno un severo controllo del livello di modificazione comportamentale prodotta. A ciò, che si può considerare prioritario per la finalità di questo particolare allevamento, va poi aggiunta la necessità di una corretta gestione dell'allevamento, affinché esso abbia una produttività che ne giustifichi l'esistenza.

Partendo da questi concetti di base, risulta evidente che la conoscenza ed il controllo del comportamento animale sono di importanza primaria nella gestione dell'allevamento,

tanto che ogni scelta tecnologica ad esso relativa dovrebbe essere preventivamente sottoposta ad un esame che riguardi le sue influenze sugli aspetti comportamentali.

Fasi di allevamento ed aspetti comportamentali

Per quanto riguarda le caratteristiche dell'allevamento delle diverse specie di avifauna allevate, si rimanda alla bibliografia specifica (Ensminger, 1980; Potts, 1986; Birkan, 1975; Ghigi, 1968; Giavarini, 1967; Leporati, 1981; Monetti et al., 1985; 1987; Mussa e Debernardi, 1987; Spanò, 1986; Casanova, 1975; 1981; 1982).

Relativamente agli aspetti comportamentali, le fasi di allevamento dell'avifauna si possono riassumere in:

RIPRODUZIONE	Accoppiamento Ovodeposizione Incubazione Schiusa Allevamento della prole
SVILUPPO	Imprinting Socializzazione Definizione di patterns comportamentali specifici
REIMMISSIONE	

In tutte queste fasi è necessario attuare un management idoneo ad accudire, manipolare e controllare gli animali, che, parallelamente allo sviluppo fisico, hanno anche un'evoluzione ontogenetica dell'etogramma, attraverso le fasi di imprinting e socializzazione, di apprendimento, di esplorazione, fino all'attività riproduttiva ed ai comportamenti parentale, territoriale ed agonistico. Tra i principali problemi che si incontrano nell'allevamento dell'avifauna, ed in particolare dei fasianidi, si ricordano i seguenti (Mussa e Debernardi, 1987):

- scarso istinto di cova;
- mancata preparazione del nido;
- peso eccessivo;
- difficoltà nel volo;
- tendenza a correre;
- confidenza con l'uomo;
- erratismo;
- deperimento organico e morte;
- morte per predazione.

La cause cui imputare tali problemi sono ovviamente da ricercare in caratteristiche di tipo genetico ed ambientale; comunque uno dei fattori che maggiormente contribuiscono al disadattamento dei volatili reimmessi in ambiente naturale è la loro esagerata confidenza con l'uomo, acquisita durante le prime fasi di vita.

Infatti, all'interno delle fasi comportamentali, particolare rilievo assume quella di imprinting, fenomeno di riconoscimento, da parte del neonato, dell'entità ambientale maggiormente positiva ai fini della sopravvivenza, e che solitamente, in natura, coincide

con la madre. L'imprinting, che si manifesta con l'attaccamento-inseguimento dell'"oggetto d'imprinting" da parte del piccolo, ha le seguenti caratteristiche fondamentali:

– si instaura solo nel "periodo sensibile", in età precoce, variabile in funzione dello sviluppo delle capacità sensorie e discriminative dei neonati nelle diverse specie;

– è, secondo alcuni autori, un legame "insolvibile";

– spesso influisce sulla scelta del partner sessuale;

– permette il riconoscimento specie-specifico;

– la somministrazione di tranquillanti durante il "periodo sensibile" può inibire l'atto del "seguire", che è fondamentale ai fini dell'instaurarsi del fenomeno;

– secondo la "legge dello sforzo", l'inseguimento dell'oggetto d'imprinting su di un piano inclinato, o comunque in una situazione di difficoltà, determina l'instaurarsi di un vincolo ancora più forte;

– l'ansietà agisce in genere come un rinforzo, cioè in pratica incrementa il verificarsi del fenomeno;

– il primo oggetto al quale l'animale viene esposto sarà quello a cui si "imprinterà", mostrando di discriminarlo e di preferirlo a tutti gli altri di presentazione successiva.

Per quanto riguarda l'avifauna allevata, il fenomeno di imprinting può determinare una serie di influenze importanti ai fini dell'adattamento successivo, soprattutto dopo l'immissione in ambiente naturale. Infatti se tali soggetti si imprintano all'uomo, all'ambiente di allevamento ed al cibo loro fornito, difficilmente saranno in grado, una volta reintrodotti in natura, di utilizzare autonomamente le risorse ambientali disponibili e di adattarsi, per cui difficile sarà anche la loro sopravvivenza.

La letteratura sull'imprinting, da Lorenz in avanti, è notevolmente vasta ed esauriente. Parecchie esperienze sono state effettuate da vari autori anche sulla valutazione dell'effetto di differenti sistemi di allevamento neonatale sull'adattamento successivo (Casanova, 1982; Verga e Cavalchini, 1982; Johnson e Gottlieb, 1981; Zayan e Duncan, 1987; ecc.) Si riportano di seguito alcuni risultati ottenuti imprintando sperimentalmente gruppi di soggetti, appartenenti a diverse specie, a stimoli differenti, e confrontando quindi le risposte ai "test di avvicinamento" e di "discriminazione" effettuati in apparato sperimentale apposito, come pure altre reazioni comportamentali che possono dare indicazioni sulla reattività generale, e sulle capacità di adattamento degli animali ad un ambiente sconosciuto.

Si sono condotti studi di questo genere su soggetti di Germano Reale, di Fagiano e di Starna.

L'apparato sperimentale utilizzato è riportato in Figura 1.

Nel primo caso gli stimoli forniti e messi a confronto sono stati: a) naturale (vocalizzazione della chioccia registrata su nastro continuo) o b) artificiale (suono sintetizzato elettronicamente).

Tali stimoli sono stati presentati o solo prima, o solo dopo, o prima e dopo la schiusa secondo tempi prefissati, e mai al gruppo di controllo, secondo lo schema riportato di seguito.

Gruppo 1 = stimolo artificiale prima e dopo la schiusa
Gruppo 2 = stimolo artificiale solo prima della schiusa
Gruppo 3 = stimolo artificiale solo dopo la schiusa
Gruppo 4 = stimolo naturale prima e dopo la schiusa
Gruppo 5 = stimolo naturale solo prima della schiusa
Gruppo 6 = stimolo naturale solo dopo la schiusa
Gruppo 7 = controllo, mai sottoposto a stimolo.

I test effettuati, collettivamente e/o individualmente, sono stati:

1) Test di avvicinamento all'oggetto d'imprinting

2) Test di discriminazione tra l'oggetto d'imprinting ed uno stimolo alternativo con caratteristiche di intensità simili. I test sono stati effettuati a tempi analoghi, con tre ripetizioni, a: 24, 72 e 144 ore dopo la schiusa.

I risultati (Figure 2 e 3), indicano che sia lo stimolo artificiale che quello naturale, se presentati prima e dopo la schiusa o solo dopo, producono egualmente il fenomeno nell'Anas platyrhyncos. Risultati inferiori si hanno se lo stimolo viene presentato solo prima della schiusa; negli animali di controllo non si verifica, statisticamente, alcun fenomeno di imprinting nei confronti degli stimoli utilizzati. Tali risultati sono analoghi per entrambi i test effettuati (vedi anche Tabelle 1, 2, 3 e 4). Per quanto riguarda il fagiano, si è utilizzato il solo stimolo artificiale, presentato con le stesse modalità sopra descritte. I risultati (Figura 4) indicano che anche la presentazione dello stimolo solo prima della schiusa produce il fenomeno di imprinting, in maniera statisticamente superiore rispetto ai controlli.

Per quanto riguarda la starna, infine, si è inteso valutare, oltre all'imprinting, anche una serie di altri comportamenti emessi nell'apparato sperimentale. I modelli teorici di riferimento sono stati presi da esperienze presenti in letteratura, ed in particolare da Bryan Jones (1987), secondo cui è possibile valutare le reazioni di "timore" in ambiente nuovo, nei volatili, dai seguenti indici:

Indici comportamentali	*Indici fisiologici*
Reazioni in "open-field" (campo aperto)	Temperatura della zampa
Reazioni a stimoli improvvisi	Frequenza cardiaca
Reazioni all'uomo	Livelli di corticosterone plasmatico
Apprendimento dell'evitamento	Livelli di adrenalina/ noradrenalina

I test sulle starne sono stati effettuati a 3, 10 e 17 giorni di vita, registrando le seguenti variabili:

Latenza dallo start al primo movimento

Primo limite: arrivo alla linea che delimita la metà della distanza tra start ed oggetto d'imprinting
Blit: raggiungimento dell'oggetto d'imprinting
Vocalizzazioni: emissione continua nel tempo di un suono da parte dello starnotto
Spostamento: movimento continuo di percorrenza intera di uno dei due lati del gabbione con una camminata veloce
Fuga: conteggio dei tentativi di evasione compiuti spiccando salti o voli
Defecazione: conteggio degli atti compiuti durante il tempo del test
Freezing: tempo trascorso in stato di immobilità con occhi semichiusi e capo reclinato
Peso: in grammi, misurato con una bilancia elettronica.

Il modello statistico utilizzato è stato il seguente:

$$Y_{ijk} = m_{ijk} + Gruppo_I + Test_I + x1b1_{Peso} + E_{ijk}$$

trasformando le variabili qualitative in radice quadrata + 0,5.

La Tabella 5 riporta i risultati del test collettivo.

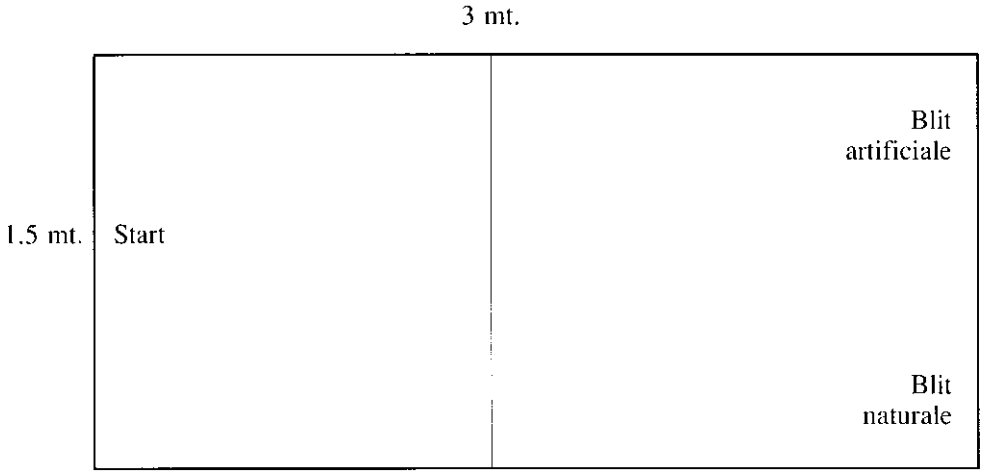
In sintesi i risultati indicano che si verifica l'imprinting nei confronti dello stimolo proposto, e che gli starnotti reagiscono in generale meglio alla situazione del test in "campo-aperto". Inoltre gli stessi hanno raggiunto pesi significativamente superiori ai controlli.

Considerazioni conclusive sull'allevamento dell'avifauna

È importante, in tutte le situazioni di allevamento e per tutte le specie, tenere presente le necessità biologiche globali dei soggetti, comprese quelle etologiche, onde evitare di sottoporre gli animali a stressori quali-quantitativamente troppo forti, e diminuirne il cosiddetto "welfare", con conseguenze negative anche a livello sanitario e produttivo. Secondo alcuni autori gli animali, anche in allevamento intensivo, si sviluppano fenotipicamente con "attese" (o forse meglio "predisposizioni reattive") basate sul loro genotipo naturale, acquisito filogeneticamente e specie-specifico. Le capacità di adattamento, in natura, sono teoricamente caratteristiche e maggiori nei soggetti favoriti dalla selezione naturale, sia a livello morfologico che funzionale. In allevamento, dove gli animali sono dipendenti dall'uomo in un ambiente da questo controllato, più intensa è la pressione esercitata dall'ambiente stesso sul loro comportamento e sulle loro caratteristiche biofisiologiche, più forti saranno i conseguenti cambiamenti adattativi che ne risulteranno, attraverso risposte di tipo genetico e/o fisiologico.

Dal punto di vista comportamentale, l'insorgenza di "comportamenti anormali" può essere un indice valido ed immediato per valutare eventuali situazioni di "distress", cioè di disturbo grave e difficilmente contrastabile dell'omeostasi psico-fisica dell'organismo. Ovviamente il significato di "anormalità" va riferito al contesto di emissione del comportamento, alla sua frequenza ed intensità, ed alla frequenza di comparsa nella popolazione, in senso statistico e probabilistico. Per questo è importante conoscere le caratteristiche del repertorio comportamentale specie-specifico, in maniera da potere riconoscere le alterazioni comportamentali indici di disadattamento in allevamento, e valutare l'adattamento comportamentale in natura.

TEST DI AVVICINAMENTO



TEST DI DISCRIMINAZIONE

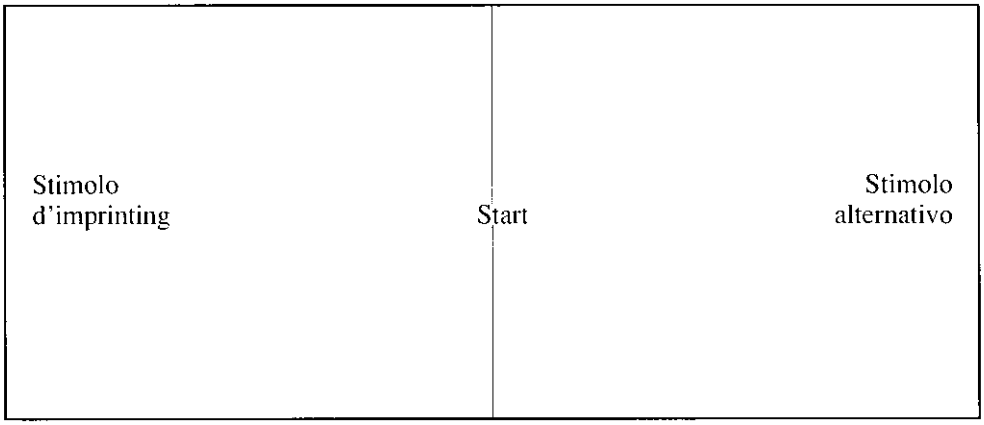


Figura 1 - Apparati sperimentali usati per i test di imprinting.

TEST DI AVVICINAMENTO

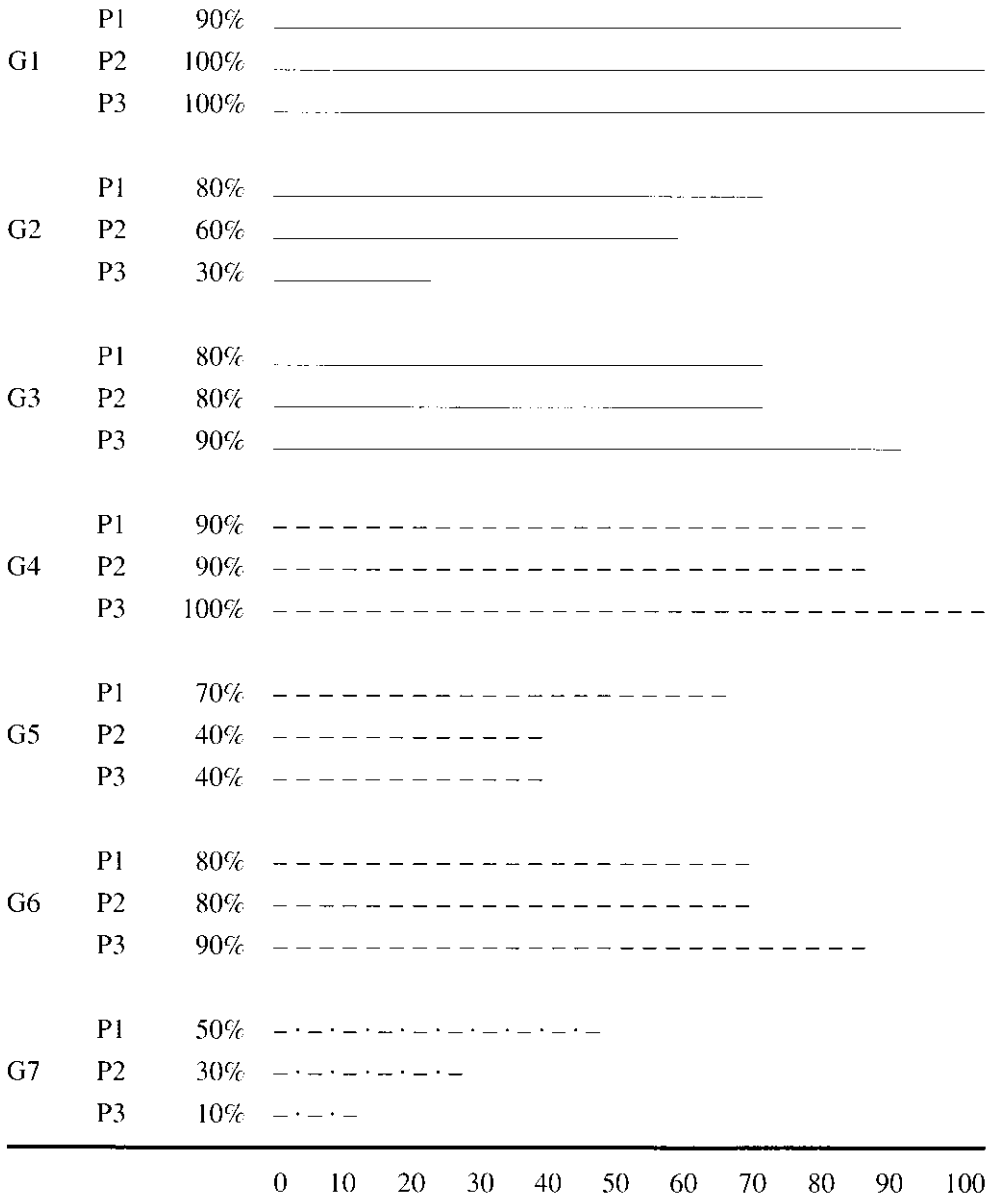


Figura 2 - Percentuale dei soggetti arrivati allo stimolo d'imprinting nel tempo di 3'

———— = stimolo artificiale
– – – – = stimolo naturale
–·–·–·– = controlli

P1 = primo test
P2 = secondo test
P3 = terzo test

TEST DI DISCRIMINAZIONE

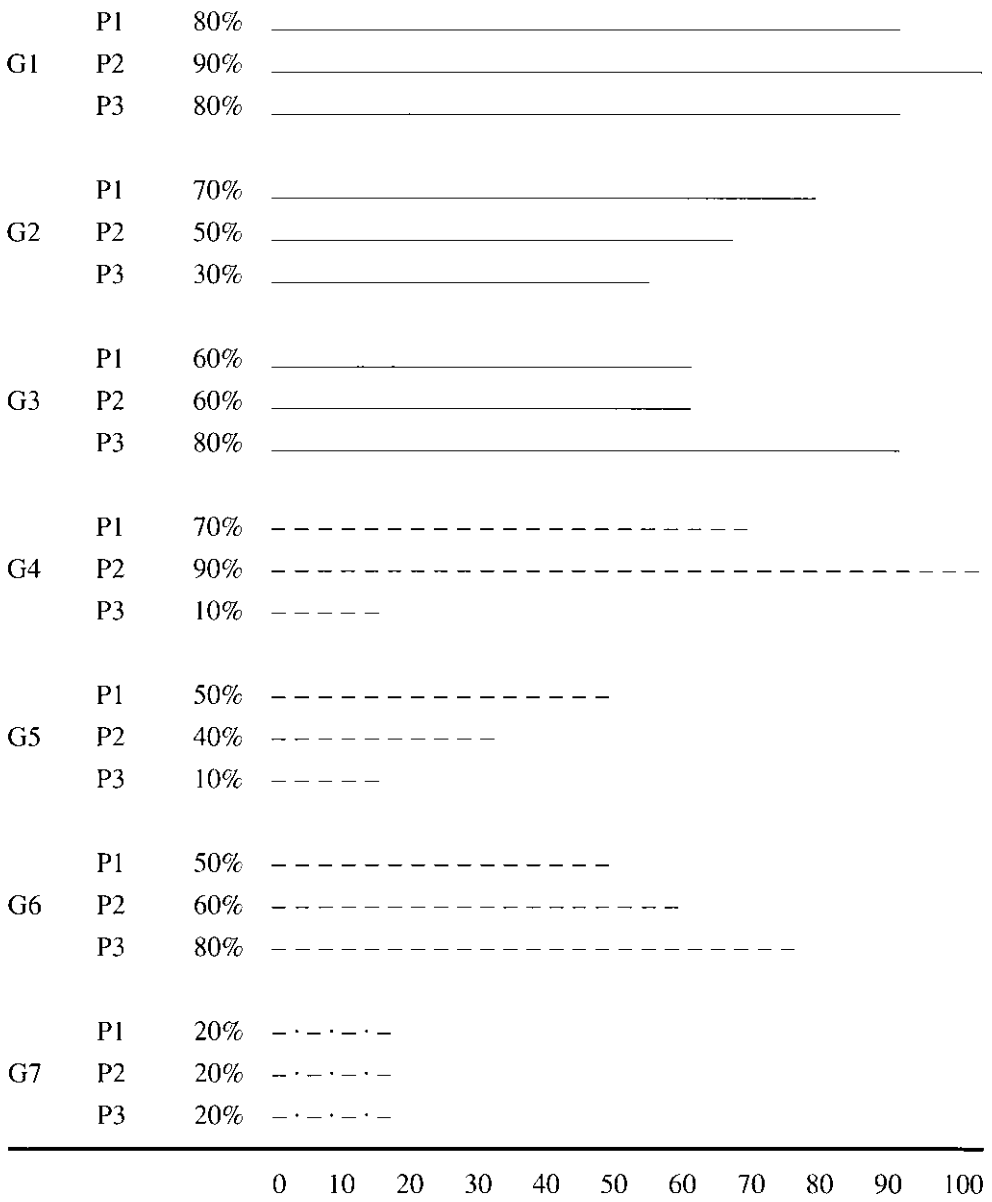


Figura 3 - Percentuale dei soggetti arrivati allo stimolo d'imprinting nel tempo di 3'

———— = stimolo artificiale — P1 = primo test

– – – – = stimolo naturale — P2 = secondo test

–·–·–·– = controlli — P3 = terzo test

TABELLA 1 - Confronto tra i diversi trattamenti

F.V.	g.l.	X^2	P
Trattamenti	2	28.07	<0.001
Test	6	5.3922	n.s.
Totale	8	33.4622	

TABELLA 2 - Scomposizione tra trattamenti

F.V.	g.l.	X^2	P
T1 vs T2	1	0,242	n.s.
(T1 + T2) vs T3	1	27.828	<0.001
Totale	2	28.070	

Legenda: T1 = stimolo artificiale
T2 = stimolo naturale
T3 = controlli

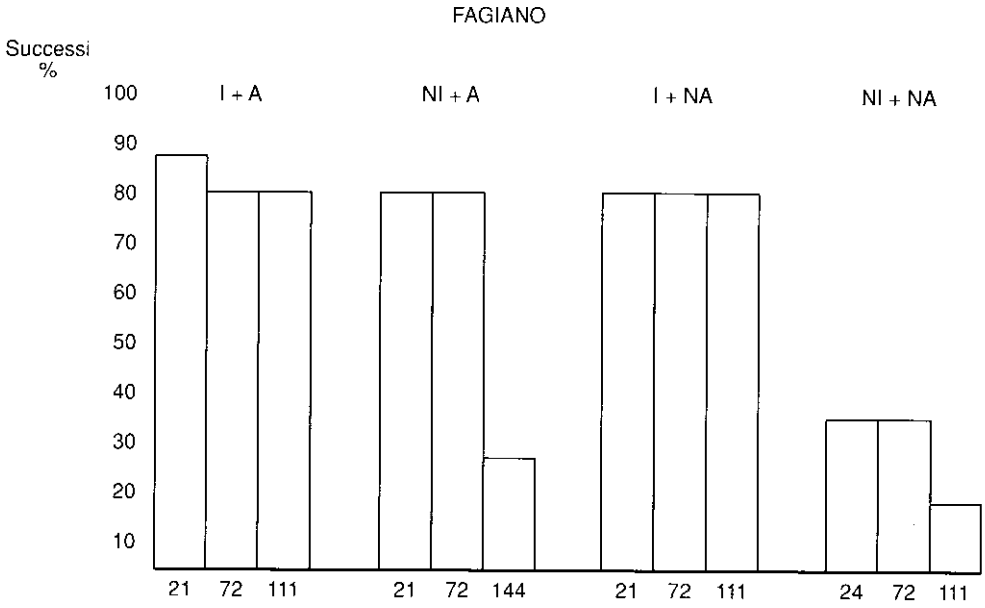
TABELLA 3 - Confronto tra gruppi imprintati allo stimolo artificiale e naturale

F.V.	g.l.	X^2	P
Tra gruppi	5	31.994	<0,001
Tra test entro gruppi	12	12.128	n.s.
Totale	17	44.122	

TABELLA 4 - Scomposizione della varianza tra gruppi

F.V.	g.l.	X^2	P
(G1+G2+G3) vs (G4+G5+G6)	1	0.2842	n.s.
G1 vs G3	1	1.5160	n.s.
(G1+G3) vs G2	1	12.6334	<0.001
(G4+G6) vs G5	1	16.7077	<0,001
G4 vs G6	1	0.8527	n.s.
Totale	5	31.9940	

Figura 4 - Risultati del test di avvicinamento effettuato su fagianotti a 24, 72 e 144 ore dopo la schiusa. I successi corrispondono alla % di soggetti arrivati allo stimolo d'imprinting durante i 3' di durata del test.



I = stimolo artificiale in incubazione
A = stimolo artificiale in allevamento
N = nessuno stimolo

TABELLA 5 - Risultati del test collettivo di avvicinamento allo stimolo d'imprinting negli starnotti di un giorno di età

	a 30 secondi	a 60 secondi
Gruppo di controllo (n. 38)	8 al Blit 30 in una massa compatta	8 al Blit 30 sparsi nel gabbione
Gruppo 2 Imprinted (n. 38) fino a 4 gg.	35 al Blit 3 lontani	38 al Blit
Gruppo 3 Imprinted (n. 38) fino a 15 gg.	38 al Blit	38 al Blit

BIBLIOGRAFIA

BIKRAN M. (1975). *Perdrix griges et rouges*. La maison rustique, Paris.

BRIAN JONES R. (1987). *The assessment of fear in the domestic fowl*. In: Zayan R. e Duncan I.J.H. (Eds.): *Cognitive aspects of Social Behaviour in the Domestic Fowl*. Elsevier, Amsterdam.

CASANOVA P. (1975). *Il moderno allevamento della selvaggina, forse una soluzione per l'economia di alcune terre marginali*. Atti Accademia Economico Agraria dei Georgofili, 151, XXIII, 43-59.

CASANOVA P. (1981). *Allevamento dei volatili da caccia*. Informatore Zootecnico, 15/9, n. 17.

CASANOVA P. (1982). *Osservazioni sull'imprinting artificiale nella starna*. Avicoltura n. 11, 49-52.

ENSIMENGER E. (1980). *Poultry Science*. 2nd Ed., Ed. The Interstate Illinois.

GHIGI A. (1968). *Fagiani, pernici ed altri galliformi da caccia e da voliera di tutto il mondo*. Edagricole, Bologna.

GIAVARINI I. (1967). *Trattato di Avicoltura*. Edagricole, Bologna.

JOHNSON J. e GOTTLIEB G. (1981). *Visual preferences of imprinted ducklings altered by the maternal call*. J. Comp. Physiol. Psychol, vol. 95, n. 5, 663-675.

LEPORATI L. (1981). *La Starna*. Edagricole, Bologna.

MONETTI P.G.; BENASSI M.C.; MONGE F. e MARCOMINI F. (1985). *Influenza del tenore proteico del mangime e della tecnica di allevamento sulle prestazioni riproduttive della starna*. Avicoltura n. 3, 31-43.

MONETTI P.G.; BENASSI M.C. e BERARDELLI C. (1987). *Effetto del livello proteico del mangime sulle prestazioni riproduttive della starna allevata in cattività*. Zoot. Nutr. Anim., 13, 385-398.

MUSSA P.I. e DEBERNARDI M. (1987). *Allevamento e reintroduzione di piccola selvaggina stanziale: situazione attuale e prospettive di miglioramento*. Università degli Studi di Torino, Fac. Med. Vet., Dipartimenti di Produzione Animale, Ispezione ed Igiene Veterinaria.

POTTS G.R. (1986). *The partridge*. Ed. Collins, London.

SPANÒ S. (1986). *Effetti dei sistemi di allevamento ai fini del ripopolamento. Atti provv. del Convegno:* La produzione di fauna selvatica. Torino, Arcicaccia Piemonte.

VERGA M. e CAVALCHINI G.L. (1982). *Imprinting acustico e visivo in tacchinotti e fagianotti in allevamento intensivo*. Avicoltura n. 9, 61-68.

ZAYAN R. e DUNCAN I.J.H. (1987). *Cognitive aspects of Social Behaviour in the Domestic Fowl*. Elsevier, Amsterdam.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

E. Randi

GENETICA E CONSERVAZIONE

Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "A. Ghigi"
Via G. Fornacetta, 9 - 40064 Ozzano dell'Emilia (BO)

Introduzione

Le metodologie e le conoscenze della genetica delle popolazioni e della biologia evoluzionistica hanno avuto fino ad oggi un'applicazione piuttosto marginale nell'ambito della biologia della conservazione.

Il primo tentativo riuscito di connettere queste due discipline, per trovare un'area comune ad entrambe, è stato lo studio delle piccole popolazioni (Soulè e Wilcox, 1980).

Quando di una specie sopravvivono ormai pochi individui ed i rischi di estinzione sono elevatissimi, le esigenze di interventi di conservazione e gli effetti immediati della riduzione della variabilità genetica si avvertono contemporaneamente, e si rendono necessari interventi sia di gestione demografica che di gestione genetica. In realtà le connessioni fra le due discipline possono essere di ben più ampia portata, come si cercherà di illustrare nel corso della seguente esposizione.

Metodi di analisi della variabilità genetica

Per variabilità genetica si intende l'insieme delle differenze (fra individui di una stessa famiglia o di una stessa popolazione, fra popolazioni di una stessa specie o di specie diverse, ecc.), che sono codificate nei geni (nel DNA) e che quindi sono trasmesse (ereditate) da una generazione alla seguente.

L'analisi della variabilità genetica è resa possibile (anche su popolazioni selvatiche), grazie ai metodi biochimici o molecolari, all'analisi dei cromosomi, oltre che ai più tradizionali metodi morfometrici.

Analisi dei caratteri quantitativi

La grande maggioranza dei caratteri fenotipici direttamente osservabili e misurabili (pesi, altezze, misure morfometriche, prolificità, longevità, ecc.), sono caratteri quantitativi (CQ), perché variano in maniera più o meno continua e sono perciò misurabili o conteggiabili. Hanno distribuzione normale, descritta dalla media e dalla deviazione standard.

I CQ hanno base poligenica, sono cioè controllati da molti geni con effetti cumulativi (additivi), ma sono pure influenzati dalle variazioni ambientali. Il problema dell'analisi genetica dei caratteri quantitativi è come separare la variabilità di origine ambientale dalla variazione fenotipica totale. La percentuale di variazione fenotipica che è dovuta a differenze genetiche è detta:

$$\text{ereditabilità } H^2 = \frac{\text{variabilità genetica (Vg)}}{\text{variabilità fenotipica totale (Vt)}}$$

La misura della Vt è piuttosto semplice, mentre più complesso è ottenere la stima di Vg. I metodi di base sono due:

1) analisi di famiglie a composizione genetica nota (fratelli, fratellastri, ecc.);

2) analisi della regressione genitori/figli.

La variabilità genetica additiva, stimata da H^2 è la componente di variabilità genetica più direttamente sottoposta a selezione naturale e quindi più immediatamente coinvolta nel processo di adattamento delle popolazioni all'ambiente.

Analisi dei polimorfismi cromosomici

Il corredo cromosomico di un individuo può essere analizzato tramite:

1) il cariotipo: si determina il numero di coppie e la forma dei cromosomi presenti nel cariotipo normale. Da ciò si possono ricavare informazioni su anomalie cromosomiche che possono produrre patologie o sterilità;

2) analisi del bandeggio: tramite metodi di colorazione che evidenziano zone, bande, di diversa intensità dovute a differente struttura del DNA, e che sono costanti per ogni cromosoma di una specie. Differenze di bandeggio fra individui di una stessa specie indicano variazioni nella struttura dei singoli cromosomi.

Se gli individui di una stessa popolazione presentano differenti assetti cariotipici, allora esiste polimorfismo cromosomico. In questo caso popolazioni differenti (geograficamente separate) della stessa specie possono avere assetti cariotipici differenti, quindi l'analisi cariotipica può servire ad identificarle e classificarle. Alcune mutazioni cromosomiche (inversioni, traslocazioni), possono produrre problemi di fertilità negli eterozigoti. Di ciò occorre tenere conto nei programmi di riproduzione in cattività di specie minacciate, utilizzando individui provenienti da diverse località geografiche.

Analisi della variabilità di singoli geni

È possibile analizzare le differenze genetiche a singoli loci, sia a livello del DNA, sia a livello del più immediato prodotto dell'attività genetica: le proteine, utilizzando la tecnica dell'elettroforesi.

1) Analisi del DNA: il DNA purificato da campioni di tessuto o di sangue, viene digerito con enzimi di restrizione, che tagliano il filamento di DNA in corrispondenza di sequenze specifiche. Si ottengono frammenti di restrizione che sono separati tramite elettroforesi. I frammenti si distribuiscono nel gel in gruppi (bande) di dimensioni omogenee a seconda del peso molecolare. I frammenti vengono visualizzati tramite ibridazione con sonde marcate. Queste sono geni (o altri frammenti di DNA), isolati, clonati, marcati con fosforo radioattivo, che vengono posti a contatto con il gel e quindi si attaccano dove trovano frammenti di DNA omologhi. In questo modo è possibile analizzare in estremo dettaglio la struttura del singolo gene, poiché gli enzimi di restrizione individuano ogni singola mutazione.

2) Analisi degli enzimi: si preparano campioni di tessuti o di sangue, eliminando i materiali solidi tramite centrifugazione, e si utilizza il sopranatante liquido che contiene

le proteine solubili. Il sopranatante viene posto (in piccoli campioni) su un substrato poroso (gel di acetato di cellulosa, di agar, di acrilamide) attraverso cui viene fatto passare un campo elettrico. Le proteine sono molecole dotate di carica elettrica quindi si spostano, migrano all'interno del campo elettrico. La velocità di migrazione dipende sostanzialmente dalla carica elettrica, per cui, dopo un certo periodo di tempo, le proteine sono ben separate lungo il gel. A questo punto il gel viene colorato per evidenziare le zone di attività enzimatica. Questi risultati sono poi interpretati in termini genetici, e le misure di variabilità genetica sono calcolate:

a) percentuale di loci polimorfici;
b) eterozigosità;
c) distanza genetica.

Conservazione delle piccole popolazioni

La riduzione delle dimensioni è il primo passo verso l'estinzione di una popolazione. L'attuale rapido tasso di antropizzazione e di distruzione degli habitat naturali ha come conseguenza la riduzione delle dimensioni delle popolazioni, soprattutto dei grossi vertebrati (erbivori e carnivori).

Una piccola popolazione è una popolazione con ridotta omeostasi: nel breve periodo, dal punto di vista demografico, possiede ridotte capacità di tenuta e di risposta alle fluttuazioni ambientali; nel medio-lungo periodo, dal punto di vista genetico, possiede ridotte o nulle capacità di risposta alla selezione naturale, e quindi non potrà adattarsi ai cambiamenti ambientali. Una piccola popolazione è quindi una popolazione in cui i normali meccanismi di risposta causa-effetto sono inattivi, e quindi le componenti casuali prendono il sopravvento. Qualsiasi accidente di percorso può diventare causa di estinzione; la componente casuale (random drift) della dinamica genetica prende il sopravvento sulle componenti adattative (selezione naturale). La sopravvivenza del singolo individuo e della popolazione nel tempo diventano così fenomeni probabilistici: la probabilità di estinzione è tanto più elevata quanto più è piccola la popolazione. Diversi studi sulle cause di estinzione di popolazioni naturali dimostrano che le probabilità di estinzione sono direttamente correlate alle riduzioni di dimensione.

Le conseguenze genetiche di una riduzione di dimensioni sono:

1) la popolazione passa attraverso un "collo di bottiglia"; solo un piccolo campione dei geni della popolazione rimane dopo il collo bottiglia. La variabilità genetica (intesa come frequenza di eterozigoti) si riduce, e si perdono gli alleli rari. Quantitativamente l'effetto del collo di bottiglia dipende dalla sua entità: a parte casi drammatici in cui la popolazione si riduce a due individui, la riduzione di eterozigosi (H) può essere piuttosto limitata. Ma l'effetto di un collo di bottiglia dipende anche dal tasso di crescita della popolazione. Se una popolazione cresce lentamente, H continua a diminuire per molte generazioni e raggiunge un minimo corrispondente a circa il 6% del valore di partenza; se la popolazione cresce rapidamente, il valore minimo è di circa il 65% del valore originale. Per ricostruire il valore originale di H occorrono moltissime generazioni.

In conclusione, l'effetto di un collo di bottiglia sulla riduzione della variabilità genetica non è drammatico: 10-20 individui conservano oltre il 95% della variabilità genetica originale. La grossa riduzione di variabilità genetica avviene se la popolazione resta di piccole dimensioni per molto tempo, in conseguenza del drift prolungato per molte generazioni. Da un punto di vista pratico quindi: una popolazione che subisca un

collo di bottiglia riducendosi a circa 20 individui perde una frazione piuttosto piccola (5-10%) della H originale, ma è fondamentale fare in modo che essa cresca rapidamente per arrivare il più presto possibile alla capacità portante (k) dell'ambiente disponibile.

Conseguenze genetiche della riduzione di dimensioni:

a) Effetti a breve termine: aumento dell'inbreeding, i cui effetti dipendono dalla struttura genetica della popolazione, cioè dal "carico genetico" dovuto al numero di alleli recessivi deleteri, che diventano omozigoti aumentando l'inbreeding e quindi possono esprimersi fenotipicamente. Di solito caratteri come fertilità, fecondità, sopravvivenza neonatale, resistenza alle malattie, ne risentono rapidamente. Esistono comunque popolazioni che hanno superato colli di bottiglia, che si sono "ripulite" del carico genetico (selezione naturale contro gli alleli recessivi deleteri), e che ora sopravvivono senza apparenti problemi. Ad esempio: le popolazioni di Bisonte europeo, per le quali è stato stimato un tasso di inbreeding molto alto; le popolazioni europee di Daino, che presentano variabilità genetica estremamente bassa. Naturalmente queste popolazioni hanno variabilità genetica molto vicina a 0, e quindi è improbabile che possano rispondere adattativamente a futuri cambiamenti ambientali.

b) Effetti a lungo termine: il drift produce perdite casuali di geni adattativi e conseguentemente fissazioni casuali di geni non-adattativi. Possono così esprimersi caratteri fenotipici che abbassano la fitness della popolazione. Ad esempio: asimmetria di sviluppo scheletrico, che è stata osservata nel Ghepardo, come pure diminuzione della resistenza alle malattie.

La stima della dimensione effettiva

Non tutti gli individui che costituiscono la dimensione osservata, censita della popolazione, contribuiscono con i propri geni al patrimonio genetico della generazione seguente. Quando si devono valutare le conseguenze genetiche di un collo di bottiglia, occorre ragionare in termini di popolazione effettiva, non di popolazione censita. La popolazione effettiva (Ne) è costituita dal numero di individui che effettivamente contribuiscono con i propri geni al patrimonio genetico della generazione seguente. Di solito Ne è di dimensioni minori, o addirittura molto minori della dimensione censita (N). I fattori che influiscono sulla dimensione effettiva sono:

1) rapporto sessi: se è diverso da 1:1 (ad esempio: harem negli ungulati), allora Ne è minore di N;

2) fluttuazioni demografiche nel tempo: si dimostra che sono gli anni peggiori, in cui la dimensione censita raggiunge i valori minimi, a determinare il valore medio di Ne per una serie di anni;

3) varianza del numero di figli per coppia: in una popolazione con numero di figli variante da pochi a numerosi per coppia: $Ne<N$.

Valutazioni quantitative portano ad indicare che:

1) una popolazione non dovrebbe mai scendere al di sotto di $Ne = 50$, per evitare un troppo rapido incremento di inbreeding con conseguenti effetti negativi sulla fitness dovuti all'espressione del carico genetico;

2) una popolazione ridotta ad $Ne = 50$ dovrebbe essere il più rapidamente possibile portata ad $Ne > 500$ per evitare gli effetti negativi di un prolungato drift, con conseguente riduzione drastica di variabilità genetica ed espressione di effetti genetici casuali, non adattativi. Una popolazione di $Ne > 500$ conserva tutta la variabilità genetica (CQ, geni

singoli) che può consentire l'azione della selezione naturale e quindi il processo di adattamento ad ambienti che cambiano. In una popolazione compresa fra Ne = 50 ed Ne = 500 gli effetti casuali (drift) sovrastano gli effetti adattativi, così la perdita di variabilità genetica e la riduzione dell'azione della selezione naturale sono conseguenze geneticamente inevitabili.

La stima di Ne in popolazioni naturali può essere fatta:

a) usando parametri demografici;

b) usando le stime dirette della variabilità genetica.

Analisi della struttura geografica delle popolazioni

Nell'analisi delle popolazioni naturali, per determinare i livelli di variabilità genetica e per stimarne la dimensione effettiva, occorre tener conto della struttura geografica, nel caso, frequente, in cui una specie che richieda interventi di gestione e/o conservazione non sia ridotta ad una singola unità panmittica.

Di solito la popolazione totale di una specie è distribuita in aree di habitat utilizzabile, che possono essere da continue (o almeno connesse da flusso genico consistente) fino a completamente separate (assenza di flusso genetico).

Evidentemente in caso di sottopopolazioni locali connesse da flusso genico, la dimensione effettiva sarà corrispondente alla dimensione effettiva della popolazione totale; in caso di popolazioni locali isolate, gli effetti genetici saranno relativi alla Ne del singolo isolato.

Esistono tre modelli fondamentali di struttura geografica delle popolazioni:

1) isolamento per distanza: le popolazioni locali sono distribuite in modo continuo, ma su un'area molto vasta; è possibile che fra zone distanti il flusso genico sia ridotto o assente, e questo in conseguenza della ridotta capacità di dispersione degli individui attorno al sito di nascita.

Da un punto di vista genetico, in realtà questa popolazione è divisa in sottopopolazioni, ed è possibile che la variabilità genetica sia distribuita eterogeneamente fra le diverse aree;

2) distribuzione discontinua con possibile flusso genico solo fra aree vicine (ad esempio specie stanziali di uccelli in habitat separati);

3) distribuzione discontinua, con flusso genico equivalente fra ogni area (ad esempio specie di uccelli coloniali, migratori, con siti riproduttivi separati, ma con area di svernamento comune).

In tutti i casi l'analisi della struttura della popolazione è possibile:

1) direttamente, stimando la capacità di dispersione dei riproduttori ed osservando gli scambi di individui da un'area all'altra;

2) indirettamente, analizzando la ripartizione geografica della variabilità genetica ed analizzando il flusso genetico.

Considerazioni teoriche prevedono che due popolazioni isolate sono di fatto rese panmittiche se è possibile un certo tasso di flusso genico per ogni generazione, corrispondente a circa 1-2 individui (effettivi) per generazione. Tale flusso genico può essere realizzato artificialmente, come misura di gestione. Naturalmente ciò deve essere preceduto da analisi genetica (cariotipi, DNA, enzimi) per individuare eventuali differenze ed incompatibilità fra popolazioni isolate.

Coadattamento e depressione da outbreeding

Nel corso delle generazioni, la selezione naturale costruisce genotipi integrati, che producono fenotipi adattati all'ambiente, ma che sono anche intrinsecamente adattati. Questo adattamento reciproco dei diversi sistemi genetici fra di loro è detto coadattamento. Popolazioni isolate possono sviluppare sistemi coadattati diversi rispetto ad altre popolazioni. Quando la divergenza e le differenze di coadattamento superano certi livelli, le due popolazioni non sono più interfertili, allora sono diventate due specie. Incrociando popolazioni locali poco differenziate, ma diversamente coadattate, si producono genotipi "ibridi" in cui le condizioni di coadattamento si rompono: questi genotipi possono manifestare riduzioni di fitness, cioè mostrare depressione da outbreeding.

BIBLIOGRAFIA

SOULÉ M. E., B. A. WILCOX, 1980. *Conservation Biology*. Sinauer.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

G. GANDINI

GESTIONE GENETICA E DEMOGRAFICA DELLE PICCOLE POPOLAZIONI

Istituto di Zootecnica - Università degli Studi
Facoltà di Medicina Veterinaria - Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

1. *Salvaguardia della biodiversità e piccole popolazioni*

La problematica della salvaguardia della diversità biologica degli ecosistemi e quindi di contenere il processo di rapida estinzione al quale specie animali e vegetali sono oggi esposte, è sempre più pressante (Wilson, 1988).

Dal momento che le aree naturali diventano sempre più piccole e frammentate e quindi incapaci di sostenere grandi numeri di individui, appare importante conoscere la biologia delle piccole popolazioni nei suoi aspetti dinamici al fine di garantirne la salvaguardia.

Di fronte ai crescenti fenomeni di degrado e distruzione dell'habitat, di introduzione di specie esotiche, di utilizzo irrazionale delle risorse rinnovabili, è imperativo sviluppare modelli capaci di predire la dinamica delle piccole popolazioni e quindi utilizzabili in programmi di salvaguardia di singole specie.

1.1. Popolazioni vitali

La riproduzione in cattività di specie minacciate può contribuire in modo significativo alla problematica generale della salvaduardia. L'allevamento in cattività deve però essere considerato a sostegno e non alternativa alla salvaguardia delle popolazioni all'interno dei loro ecosistemi (salvaguardia in situ).

Con riferimento alla salvaguardia in situ, diversi Autori suggeriscono oggi la programmazione di aree protette sulla base della salvaguardia di una o più specie chiave dell'ecosistema (Shaffer, 1981; Soulè e Simberloff, 1986).

Il problema della gestione di popolazioni a numerosità limitata si presenta quindi in diversi contesti, in popolazioni all'interno degli ecosistemi ed in situazioni di cattività.

Affrontando il problema della salvaguardia della diversità biologica sotto questa angolazione, l'obiettivo diviene la sopravvivenza della popolazione in uno stato capace di mantenere un proprio vigore ed i potenziali di adattamento evolutivo senza interventi di manipolazione genetica e demografica. Una simile popolazione è detta popolazione vitale. Il problema può essere dunque così formulato: quali sono le condizioni minime per la persistenza e capacità adattiva a lungo termine di una popolazione? È un problema di enorme complessità perché richiede predizioni basate sulla sintesi di numerosi fattori, delle loro interazioni, e nelle dimensioni spaziali e temporali.

In questi ultimi anni stiamo assistendo ad un notevole fermento nello sviluppo dello studio teorico delle piccole popolazioni. Analisi teoriche che hanno spesso una rapida ricaduta applicativa nella gestione delle popolazioni animali minacciate. Ritengo quindi

utile che coloro che si occupano di gestione della natura acquisiscano i concetti di base per seguire e quindi partecipare al dibattito in corso.

L'aspetto principale da tenere sempre presente nello studio delle piccole popolazioni è che i processi stocastici svolgono un ruolo critico per la loro sopravvivenza. Questi processi possono essere, ai fini dell'analisi, suddivisi in stocasticità genetica, stocasticità demografica, stocasticità ambientale.

In questa breve presentazione inizialmente vengono discussi i principali aspetti genetici e demografici che devono essere considerati nell'analisi della vulnerabilità delle popolazioni. Infine si propone il problema dello sviluppo di metodologie di analisi che considerino l'integrazione dei diversi fattori biotici (inclusi quelli genetici e demografici) ed abiotici che intervengono nella dinamica delle piccole popolazioni. L'obiettivo rimane quello della vitalità delle popolazioni minacciate di estinzione e quindi della individuazione delle condizioni minime che la garantiscano. Più in particolare, l'obiettivo è quello di prevenire, attraverso una corretta gestione genetica e demografica, che la popolazione raggiunga uno stadio di elevato rischio di estinzione quando l'unico intervento possibile è quello terapeutico di «manipolazione» genetica e demografica, che sappiamo essere con riserva di riuscita.

2. *Genetica di popolazione*

2.1 Deriva genetica

Le piccole popolazioni («popolazioni finite» in genetica di popolazione) perdono variabilità genetica attraverso le generazioni.

Le frequenze geniche subiscono fluttuazioni casuali dovute all'errore di campionamento dei geni che si verifica nella formazione della nuova generazione (deriva genetica) (Wright, 1931). Intuitivamente il campionamento casuale di un piccolo numero di geni (piccola popolazione) risulta in errori di campionamento (deviazioni dal valore atteso) maggiori di quanto si verifica quando il campione è grande (grande popolazione). Gli effetti di queste oscillazioni si accumulano ed in assenza di altre forze evoluzionistiche (mutazione, migrazione, selezione) il processo termina con la fissazione di un allele ad ogni locus. Il processo è casuale e non possiamo predire quali alleli della popolazione si fisseranno (direzione della deriva genetica). È possibile però dimostrare che nel corso di questo processo la percentuale di individui eterozigoti (eterozigosi «H») ad un determinato locus decresce di 1/(2N) per generazione (Fisher, 1922; Wright, 1931), dove N è la numerosità della popolazione. Il processo comporta parallelamente una perdita di varianti alleliche (Kimura, 1955).

La perdita di eterozigoti, o analogamente l'incremento di omozigosi (generalmente indicata come consanguineità «F»), è quindi inversamente proporzionale alla numerosità della popolazione ($H_t = (1-1/(2N)) * H_{t-1}$). Questa formula si applica a popolazioni «ideali», popolazioni in cui è presente accoppiamento casuale tra gli individui, uguale numero di maschi e femmine, distribuzione della numerosità delle famiglie che approssima Poisson (Kimura e Crow, 1963) (ogni individuo ha la stessa probabilità di partecipare con i suoi geni alla formazione della generazione futura), generazioni discrete ecc. Ogni qualvolta ci scostiamo da queste condizioni ideali (e quindi ci occupiamo di popolazioni reali) dobbiamo sostituire nella precedente formula la numerosità reale (N) con quella effettiva (Ne) (Wright, 1969) (vedi relazione «Genetica e Conservazione» di E. Randi).

2.2 Depressione da consanguineità

Un rapido aumento di omozigosi (ricordiamo che decremento di eterozigosi ed incremento di omozigosi sono analoghi H=1-F) dovuto al fenomeno della deriva genetica produce un incremento di alleli mutanti recessivi (o parzialmente recessivi) deleteri (parzialmente deleteri o letali) allo stato omozigote. Nelle grandi popolazioni questi mutanti vengono mantenuti rari dalle forze di selezione che sono in grado di agire in modo efficace se l'incremento di consanguineità avviene lentamente e non tumultuosamente come nel caso di forte deriva genetica (popolazioni di ridotte dimensioni). Correlazioni tra incremento di consanguineità e diminuzione di fertilità e vitalità sono oggi documentati in popolazioni di diverse specie (Ralls et al., 1988; Falconer, 1981). L'aumento di omozigosi conseguente al fenomeno della deriva genetica può quindi ridurre le potenzialità di crescita delle popolazioni (vitalità a breve termine).

2.3 Variabilità genetica

Le fluttuazioni delle frequenze genetiche, come sopra accennato, tendono a ridurre la variabilità genetica (perdita di varianti alleliche) della popolazione. Presumibilmente questo porta ad una perdita di capacità di adattamento a possibili futuri cambiamenti ambientali e quindi della potenzialità evolutiva delle popolazioni (vitalità a lungo termine).

3. Demografia

Esaminiamo ora le relazioni esistenti tra sopravvivenza delle popolazioni ed alcune variabili demografiche, in particolare le statistiche vitali (stocasticità demografica) e la variabilità ambientale (stocasticità ambientale).

3.1 Stocasticità demografica

La stocasticità demografica nasce dal fatto che gli individui di una determinata età, o stadio di sviluppo, e sesso hanno delle probabilità di sopravvivenza e riproduzione.

Consideriamo la fertilità ed una popolazione sessuata costituita da individui di una sola classe d'età, la cui numerosità rimane costante attraverso le generazioni. Ogni individuo avrà in media due figli. Osserveremo però nella popolazione famiglie di 0, 1, 2, 3 o più figli, cioè una serie di numerosità di famiglie alle quali sono associate determinate probabilità di occorrenza.

Se assumiamo che queste probabilità sono associate in modo casuale agli individui, la stocasticità demografica nasce dall'errore di campionamento delle statistiche vitali (fertilità, mortalità), errore che è inversamente proporzionale alla numerosità della popolazione V=Vv/N (dove Vv è la varianza della statistica vitale e N la numerosità della popolazione). Se la popolazione è piccola le conseguenti forti fluttuazioni della numerosità possono condurla all'estinzione numerica. Il rischio di estinzione diminuisce rapidamente con il crescere della numerosità. Questo perché, intuitivamente, variazioni individuali della fertilità e mortalità tendono ad essere compensate dal contributo di numerosi altri individui.

Le variazioni individuali della fertilità e mortalità non spiegano però, generalmente, la variabilità del tasso di crescita osservato nelle popolazioni naturali.

3.2 Stocasticità ambientale

La stocasticità ambientale nasce invece da variazioni casuali nel tempo delle statistiche vitali che influenzano in modo uguale tutti i soggetti di una determinata classe d'età e sesso. Tali variazioni possono essere causate da cambiamenti climatici, da disponibilità alimentare, malattie, competizione, predazione, eventi catastrofici, La stocasticità ambientale pone una minaccia alla sopravvivenza della popolazione che è virtualmente indipendente dalla sua dimensione. In popolazioni naturali sopra i cento individui la stocasticità ambientale è perciò considerata prevalere su quella demografica (Lande, 1988).

Possiamo quindi riassumere che il periodo di sopravvivenza atteso, o, in altri termini, la probabilità di estinzione entro un determinato intervallo di tempo di una piccola popolazione dipende da variazioni casuali del tasso di crescita. Questa variabilità è costituita da due componenti con effetto additivo, la variabilità di origine ambientale (Ve) e quella relativa alle statistiche vitali a livello di individuo (Vtot=Ve+Vv/N) (Goodman, 1987).

3.3 Altri fattori demografici

In alcune specie, quando la popolazione si riduce fortemente, gli individui sperimentano diminuita fertilità ed aumento di mortalità per ragioni non genetiche. Questo effetto può essere causato, per esempio, dal fatto che il successo nell'accoppiamento dipende dalla densità di popolazione o che si verifica una diminuita difesa del singolo da parte del gruppo verso predatori. Diversi meccanismi possono essere chiamati in causa: alcuni microorganismi acquatici, per esempio, rilasciano sostanze che stimolano la crescita dei conspecifici: basse concentrazioni di tali sostanze, dovute a basso numero di microorganismi, diminuirebbero le potenzialità di crescita delle popolazioni (Alee, 1954).

In alcune specie osserviamo l'esistenza di popolazioni suddivise, sia per ragioni sociali sia perché l'habitat presenta una distribuzione fragmentata. Fluttuazioni ambientali possono rendere alcune parti di habitat non utilizzabili temporaneamente e quindi la popolazione vive in un equilibrio di estinzioni e colonizzazioni. L'interruzione di questo equilibrio, dovuto a mancanza di habitat adeguato, può compromettere la sopravvivenza demografica delle popolazioni (MacArthur e Wilson, 1986).

4. Integrazione dei fattori demografici e genetici

La problematica delle condizioni minime per il mantenimento di popolazioni vitali è stato affrontato negli ultimi anni sotto diverse angolazioni. Alcuni Autori hanno enfatizzato l'approccio demografico con modelli di analisi di stocasticità demografica e/o ambientale e più recentemente eventi catastrofici. L'approccio genetico è stato parimenti investigato ed alcuni risultati hanno ricevuto particolare attenzione in programmi di salvaguardia di specie minacciate. Formulazioni di condizioni minime per la

vitalità delle popolazioni basate esclusivamente sull'analisi genetica (Franklin, 1980) si sono rivelate però spesso fuorvianti.

Recentemente si sollecita l'importanza di una analisi che integri fattori demografici e genetici (Gilpin e Soulé, 1986; Lande, 1988), che consideri l'influenza su questi della distribuzione spaziale della popolazione (eventuale suddivisione in sottopopolazioni più o meno isolate dal punto di vista riproduttivo) (Gilpin, 1987). Questo tipo di indagine presenta purtroppo notevoli difficoltà di analisi, ma intuitivamente dimostra grande potenzialità sia da un punto di vista teorico che applicativo. L'approccio numerico attraverso simulazioni al computer, recentemente proposto, (Seal e Lacy, 1989) permette di considerare contemporaneamente un grande numero di parametri e le loro interazioni, con interessanti ricadute sulla gestione.

Compiendo un ulteriore passo è necessario osservare come il processo di estinzione sia un fenomeno sistemico, prodotto di interazione di numerosi fattori biotici ed abiotici. È quindi necessario sviluppare metodologie di analisi capaci di integrare tutti quei fattori che intervengono nella dinamica delle popolazioni. È quindi imperativo sviluppare un approccio interdisciplinare che conduca ad una concertazione delle differenti politiche di salvaguardia (specie animali e specie vegetali selvatiche ed addomesticate, di interesse zootecnico ed agronomico), di sviluppo socio-economico e di pianificazione del territorio.

BIBLIOGRAFIA

ALLEE W.C. (1954). *The Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago.

FALCONER D.S. (1981). *Introduction to Quantitative Genetics*. 2nd ed. Longman, New York.

FISHER, R.A. (1922). *On the dominance ratio*. Preceedings Royal Society of Edinburgh 42: 321-41.

FRANKLIN I.R. (1980). *Evolutionary change in small populations*. pagg. 135-49 in M.E. Soulé e B.A. Wilcox Eds. *Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachussets.

GILPIN M.E. (1987). *Spatial structure and population vulnerability*. pagg. 125-139 in M.E. Soulé. (red.). *Viable populations for conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

GILPIN M.E. E SOULÉ M.E. (1986). *Minimum viable populations: the processes of species extinction*. pagg. 13-34 in M.E. Soulé (red.) *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Assoc., Sunderland, Mass.

GOODMAN D. (1987). *The demography of chance extinction*. pagg. 11-34 in M.E. Soulé (red.). *Viable populations for conservations*. Cambridge Univ. Press, cambridge.

KIMURA M. (1955). *Random genetic drift in multi-allelic locus*. Evolution 9: 419-35.

KIMURA M. E CROW J.F. (1963). *The measurement of effective population number*. Evolution 17: 279-88.

LANDE, R. (1988). *Genetics and demography in biological conservation*. Science 241: 1455-60.

MACARTHUR, R.H. E WILSON, E.O. (1986) in D.K. Elliot Ed. *Dynamics of Extinction*. Wiley, New York.

RALLS, K., BALLOU, J.D. E TEMPLETON, A. (1988). *Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals*. Conservation Biology 2: 185-93.

SEAL U.S. E LACY R.C. (1989). *Florida Panther population viability analysis and species survival plan. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service*. Captive Breeding Specialist Group, Species Survival Commission, IUCN, Apple Valley, Minn..

SHAFFER, M.L. (1981). *Minimum population sizes for species conservation*. Bioscence 31: 131-4.

SOULÉ, M.E. E SIMBERLOFF, D. (1986). *What do genetics and ecology tell us about design of nature reserves?* Biological Conservation 35: 19-40.

WILSON, E.O. (red.) (1988). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C..

WRIGHT, S. (1931). *Evolution in mendelian populations*. Genetics 16: 97-159.

WRIGHT, S. (1969). *Evolution and the Genetics of Populations*. Vol. 2 *The Theory of Gene Frequencies*. University of Chicago Press, Chicago.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

G. Pacchetti - G. Tosi

APPUNTI E NOTE DI DINAMICA DI POPOLAZIONE

Sezione Ecologia - Dipartimento di Biologia - Università degli Studi
Via G. Celoria, 26 - 20133 Milano

1. DEFINIZIONI E PROPRIETÀ

1.1 Definizione di popolazione

Insieme di individui appartenenti alla stessa specie che interagiscono fra di loro (cioè occupano un determinato spazio in un dato tempo).

È preferibile evitare riferimenti all'interazione riproduttiva perché (pur essendo quest'ultima implicita nel concetto di specie) è possibile parlare di popolazioni (ad esempio le popolazioni di specie partenogenetiche) a cui male si adatterebbe questa definizione.

1.2 Proprietà delle popolazioni

In natura si possono riconoscere diversi livelli di organizzazione della materia vivente:

- atomi
- molecole / macromolecole
- organelli
- cellule
- tessuti
- organi
- individui
- popolazioni
- comunità

Ad ogni transizione di livello emergono proprietà che non sono condivise dai livelli precedenti.

Per quanto riguarda le popolazioni si hanno le seguenti proprietà:

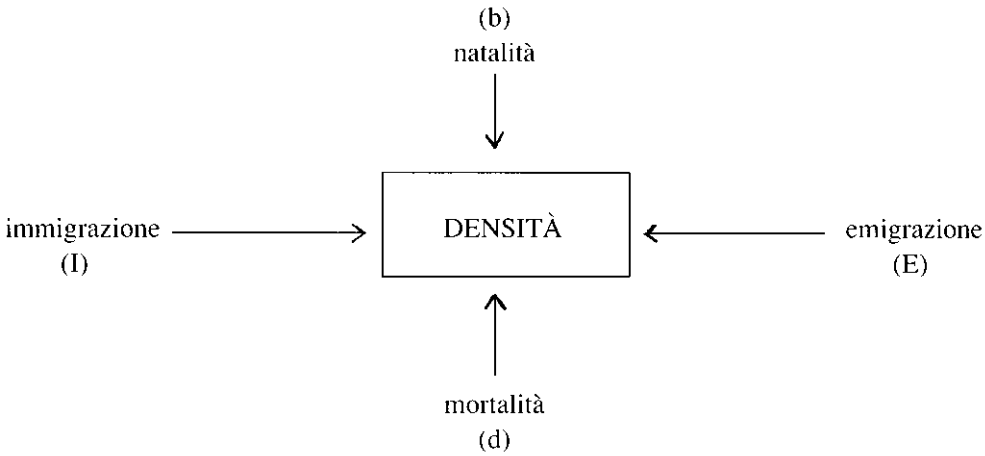
proprietà "strutturali"
- densità
- distribuzione spaziale
- distribuzione di età
- rapporto fra i sessi

proprietà "dinamiche"
- natalità
- mortalità
- migrazioni
- continuità nel tempo
  - continuità genetica
  - possibilità di evoluzione

Per quanto riguarda la continuità nel tempo occorre osservare che non si tratta di una continuità **statica** (gli stessi individui che si mantengono nel tempo indefinitamente) ma di una continuità **dinamica** (la popolazione rinnova man mano i propri individui).

Sull'ultima proprietà si può dire che una popolazione evolve nel senso che il suo "**fenotipo collettivo**" può cambiare.

1.3 Fattori che agiscono sulla densità di una popolazione



- natalità = nati / N
- mortalità = morti / N
- N = numero di individui che compongono la popolazione.

La differenza fra la natalità e la mortalità costituisce il saldo naturale.

L'espressione che tiene conto di tutti i fattori agenti sulla densità costituisce il saldo netto:

$$(b + I) - (d + E)$$

1.4 Concetti legati alla riproduzione

- natalità: termine ampio che indica la produzione di nuovi individui per parto, schiusa, germinazione, fissione ...
- fertilità: concetto fisiologico riferito alla capacità di riprodursi.
- fecondità: concetto ecologico basato sul numero di individui prodotti in un determinato intervallo di tempo.

I "tassi" di natalità possono essere molto variabili in funzione dell'organismo considerato:

ostrica: 55-100 milioni di uova

pesce: migliaia di uova

rana: centinaia di uova

uccelli: 1 – 20 uova

mammiferi: 1 – 10 neonati

1.5 Curve di sopravvivenza

È possibile ottenere interessanti informazioni sulla biologia di un organismo con le curve di sopravvivenza, diagrammi che mettono in relazione il numero di individui sopravvissuti fino ad un determinato tempo.

Prendendo come unità di misura temporale il tempo medio di generazione degli organismi (cioè la media dei tempi che trascorre fra la nascita dei genitori e la nascita dei figli) è possibile comparare le curve di sopravvivenza di organismi a longevità molto diversa.

2. ECOLOGIA DELLE POPOLAZIONI

2.1 Accrescimento esponenziale (popolazioni univoltine)

Nel caso in cui il tasso di riproduzione per individuo durante un certo periodo di osservazione di una popolazione in accrescimento rimanga costante, una popolazione di dieci individui aumenterà dieci volte più di una popolazione composta inizialmente da un individuo, anche se il tasso di accrescimento per individuo è lo stesso.

Questo tipo di accrescimento è indicato come **accrescimento esponenziale** o **geometrico** o **logaritmico**.

Se gli organismi considerati si riproducono solo in un dato periodo dell'anno e le generazioni non si sovrappongono (es. piante annuali e molte specie di insetti), è possibile modellizzare questo accrescimento con una semplice equazione; siano:

R = tasso si sostituzione

t = intervallo di tempo considerato

$\mathbf{N_o}$ = numero di individui che compongono la popolazione a **t** = 0

Il numero di individui al tempo **t** = 1 (prima generazione) sarà dato da:

$$\mathbf{N_1 = N_o\ R} \text{ e così di seguito si avrà}$$
$$\mathbf{N_2 = N_1\ R = N_o\ R^2}$$
$$\mathbf{N_3 = N_2\ R = N_o\ R^3}$$

In generale si avrà: $\mathbf{N_t = N_o\ R^t}$

Questo è un tipo di modello **deterministico** (non vi è incertezza associata ai risultati) e **discreto** (graficamente è rappresentato da un istogramma).

È possibile fare delle previsioni sull'andamento numerico della popolazione in base al valore di **R**:

R < 1 : popolazione in diminuzione
R = 1 : popolazione in equilibrio
R > 1 : popolazione in aumento

R può essere funzione della densità della popolazione ed esistono due punti in cui la popolazione è in equilibrio (**R** = 1).
Uno (con bassa densità della popolazione) è un punto di equilibrio instabile perché se la densità diminuisce ulteriormente è più difficile che gli individui si incontrino e abbiano interazioni riproduttive (feed-back positivo: < densità, < **R**); la popolazione andrà quindi incontro all'estinzione.
Sempre per lo stesso meccanismo di feed-back positivo, se la densità aumenta si accresce anche **R** (maggiori interazioni riproduttive) e la popolazione si evolve verso la situazione di equilibrio stabile nell'intorno del quale si hanno meccanismi di feed-back negativo.

2.2 Accrescimento esponenziale (popolazioni con generazioni sovrapposte)

Per analizzare la crescita esponenziale di popolazioni con generazioni sovrapposte è necessario considerare i seguenti parametri:

N = numero di individui della popolazione ad un dato momento
t = tempo
b = tasso di natalità = nati/N per unità di tempo
d = tasso di mortalità = morti/M per unità di tempo

Sia *b* che *d* sono riportati a 1000 individui nel caso di popolazioni umane.
La differenza $b - d = r$ fra tasso di natalità e tasso di mortalità può avere diversi nomi:

- parametro malthusiano
- saldo naturale
- tasso intrinseco di accrescimento
- potenziale biotico

Viene espresso nelle stesse unità di *b* e *d* e suggerisce se la popolazione tende ad accrescersi, ad estinguersi o a restare in equilibrio.
Il modello è il seguente:

$$\dot{N} = \frac{dN}{dt} = bN - dN$$

$$\dot{N} = (b - d)\,N$$

$$\dot{N} = rN$$

integrando si ottiene:

$$N_t = N_0\, e^{rt}$$

dove N_0 è il numero di individui al momento iniziale dell'osservazione. Questa equazione consente di calcolare **N** in proiezioni su lunghi intervalli di tempo.

Questo modello descrive una situazione irreale perché assegna ad ogni individuo la stessa probabilità di morte e di riproduzione indipendentemente dall'età. È applicabile a colture di laboratorio (ad esempio ai batteri) in cui la stabilità delle condizioni consente una crescita esponenziale. Anche in natura è possibile applicare questo modello per le specie pioniere, adattate a colonizzare ambienti in cui non devono subire la concorrenza di altri organismi.

3. DEMOGRAFIA

3.1 Definizioni

In questa sede intenderemo per **demografia** lo studio dei fattori che influenzano la densità e la consistenza numerica di una popolazione.

È importante anzitutto distinguere fra **equilibrio** e **stabilità**:

– una popolazione è in **equilibrio** quando il numero degli individui che la compongono non varia nel tempo.

– una popolazione è **stabile** quando la frequenza relativa delle classi di età rimane costante (cioè quando i rapporti numerici fra le varie classi sono costanti).

In rapporto all'età si introducono due importanti parametri:

– **tasso di sopravvivenza età specifico** $l_x = \frac{N_x}{N_0}$:

è il rapporto fra il numero di individui produttivi (solo femmine nel caso della popolazione umana) sopravvissuti al tempo t = x e il numero di individui produttivi al tempo 0.

– **tasso di fertilità età specifico** $m_x = \frac{Y_x}{N_x}$:

è il rapporto fra il numero di neonati (produttivi) generati dalle femmine di età x e il numero di femmine di età x; è quindi in numero medio di femmine prodotte da una femmina ad ogni età della sua vita.

Restano ora da definire i concetti di generazione e di coorte:

– **Generazione** è un insieme di individui che sono nati nel medesimo intervallo di tempo

– **Coorte** è un insieme di individui che hanno vissuto gli stessi avvenimenti (non necessariamente hanno la stessa età).

Se possibile, il demografo studia una coorte di individui che hanno la stessa età.

3.2 Tasso netto di incremento (o di sostitizione o di riproduzione) e tempo medio di generazione

Il tasso netto di incremento (R_0) può essere definito come il "contributo medio di un individuo presente nella coorte al tempo 0 (zero) alla generazione successiva":

$$R_0 = \sum_{x=0}^{\omega} l_x m_x$$

sostituendo a l_x e m_x le loro espressioni si ha:

$$R_0 = \sum_{x=0}^{\omega} \frac{N_x}{N_0} \cdot \frac{y_x}{N_x} = \sum_{x=0}^{\omega} \frac{y_x}{N_0} =$$

$$\boxed{R_0 = \frac{\sum_{x=0}^{\omega} y_x}{N_0}}$$

Il tempo medio di generazione (T o T_m), secondo una prima definizione di Lotka (1925), è il "tempo necessario a che la dimensione di una popolazione sia moltiplicata per R_0".

Da $N_t = N_0 e^{rt}$, si ha che, quando $N_t = N_0 R_0$, allora $t = T$ e $R_0 = e^{rt}$:

linearizzando si ottiene: $ln\ R_0 = rT$ e quindi

$$r = \frac{ln\ R_0}{T}$$

Questa relazione, utilizzabile per il calcolo di r, è valida solo a due condizioni:
- la popolazione deve essere in **crescita esponenziale**
- la popolazione deve essere **stabile**

Una popolazione che soddisfi queste condizioni è detta **malthusiana**.

Un'altra definizione (sempre dovuta a Lotka) è la seguente:
T_m = "media dei tempi che trascorrono tra la nascita dei genitori e la nascita degli individui che compongono la progenie".

Quindi in una coorte:

$$\boxed{T = \frac{\sum_{x=0}^{\omega} l_x m_x x}{\sum_{x=0}^{\omega} l_x m_x} = \frac{\sum_{x=0}^{\omega} l_x m_x x}{R_0} = \frac{\sum_{x=0}^{\omega} y_x x}{\sum_{x=0}^{\omega} y_x}}$$

3.3 Equazione di Lotka (1925)

Questa equazione, introdotta da Lotka nel 1925, permette di calcolare r (tasso intrinseco di accrescimento) dalle tavole di sopravvivenza e fertilità età specifiche.

Consideriamo una popolazione stabile in crescita esponenziale: se ci troviamo al tempo **t**, è possibile conoscere di quanti individui era composta la popolazione **t** tempo fa (t = 0), semplicemente risolvendo rispetto a $\mathbf{N_o}$ l'equazione dell'accrescimento esponenziale; infatti se

$$\mathbf{N_t} = \mathbf{N_o}\, e^{rt}$$

sarà

$$\mathbf{N_o} = \mathbf{N_t}\, e^{-rt}$$

Se la popolazione è stabile i rapporti fra le varie classi di età non variano e, chiamando y la classe dei neonati, con l'equazione

$$y_o = y_t\, e^{-rt}$$

possiamo sapere di quanti individui era composta questa classe t intervalli di tempo nel passato (quindi al tempo $-t = t_o$).

Ora, volendo sapere quanti di questi neonati (nel frattempo divenuti adulti) sono sopravvissuti fino al tempo attuale e quanti individui che compongono l'attuale classe di neonati hanno generato (infatti la classe attuale è il prodotto delle varie classi fertili), è sufficiente moltiplicare il numero di neonati iniziali per i tassi di sopravvivenza e di fertilità età specifici.

t = -t t = (t-1) t = t

Ad esempio, se vogliamo sapere quanti degli attuali neonati sono stati prodotti dall'attuale classe di età 3 dobbiamo risolvere

$$y_3 = ye^{-3r} \cdot l_3\, m_3$$

dove y_3 è il numero di neonati, y è il numero totale dei neonati attuali, l_3 e m_3 sono i tassi di natalità e di mortalità specifici per la classe di età 3.

La sommatoria su tutte le classi di età, fornisce il numero di neonati attuali y:

$$y = \sum_{x=0}^{\omega} ye^{-rx} \cdot l_x m_x \qquad\qquad y = y \sum_{x=0}^{\omega} e^{-rx} \cdot l_x m_x$$

Semplificando la y nell'espressione si ottiene l'equazione di Lotka:

$$\boxed{1 = \sum_{x=0}^{\omega} e^{-rx} \cdot l_x m_x}$$

3.4 Valore riproduttivo

Non tutti gli organismi di una popolazione hanno lo stesso potenziale riproduttivo: la misura del contributo in figli dato alla generazione successiva da un individuo è detto **valore riproduttivo.**

Infatti, l'eliminazione di una femmina giovane da una popolazione avrà minori conseguenze che non l'eliminazione di un individuo vecchio che ha già terminato il proprio periodo riproduttivo.

Si può esprimere il valore riproduttivo come:

$$V_x = \frac{\text{numero di neonato prodotto in questo momento dalla femmina di età } x \text{ o più vecchia}}{\text{numero di femmine che in questo momento hanno l'età } x}$$

ovvero:

$$v_x = \frac{\sum_{t=x}^{\omega} ye^{-rt} \cdot l_t m_t}{ye^{-rx}\, l_x} = \frac{y \sum_{t=x}^{\omega} e^{-rt} \cdot l_t m_t}{ye^{-rx}\, l_x} =$$

$$= \boxed{\frac{e^{rx}}{l_x} \sum_{t=x}^{\omega} e^{-rt} \cdot l_t m_t}$$

3.5 Modello di crescita logistica

Parlando del modello di crescita esponenziale è stato sottolineato come esso non sia applicabile a situazioni reali (eccezioni a parte); ciò perché assegna a tutti gli individui della popolazione la stessa probabilità di morte in ogni istante indipendentemente dall'età e perché non tiene conto delle possibili variazioni dei tassi di natalità e mortalità in funzione della densità della popolazione. Infatti, un aumento della densità provoca

(mediante meccanismi diversi in relazione alla natura degli organismi considerati) una diminuzione della natalità e un aumento della mortalità.

In corrispondenza della densità in cui la natalità e la mortalità si equivalgono, la popolazione è in equilibrio; questo punto viene detto **K** o capacità portante.

Ora consideriamo il tasso intrinseco di accrescimento r; il suo valore massimo è il **potenziale biotico** ed è l'espressione della capacità riproduttiva della popolazione in assenza di fattori limitanti (affollamento, mancanza di cibo ecc.). Quindi una popolazione con un numero **N** di individui piuttosto grande avrà un r_N minore del potenziale biotico r. Si può supporre che questa diminuzione del potenziale biotico sia dovuta ad una riduzione di b e ad un aumento di d proporzionali alla dimensione della popolazione:

$$b_N = b - \delta_1 \mathbf{N} \qquad\qquad d_N = d + \delta_2 \mathbf{N}$$

sottraendo membro a membro si ottiene:

$$b_N - d_N = b - d - \delta_1 \mathbf{N} - \delta_2 \mathbf{N}$$

il tasso intrinseco di accrescimento della popolazione sarà:

$$r_N = b_N - d_N$$

sostituendo r_N al posto di r nell'equazione di accrescimento esponenziale si ottiene:

$$\frac{d\mathbf{N}}{dt} = r_n \mathbf{N} = \mathbf{N}\,[r - (\delta_1 + \delta_2)\,\mathbf{N}]$$

ma, se la popolazione è in equilibrio, l'accrescimento deve essere nullo

$$\left[\frac{d\mathbf{N}}{dt} = o\right]$$

e quindi, se la popolazione non è nulla sarà: $\mathbf{r_N = 0}$ **e** $\mathbf{N = K}$;

sostituendo questi valori nell'equazione precedente si ottiene:

$$r - [\delta_1 + \delta_2]\,\mathbf{K} = \mathbf{0}$$

$$[\delta_1 + \delta_2] = \frac{r}{\mathbf{K}}$$

da cui si può scrivere:

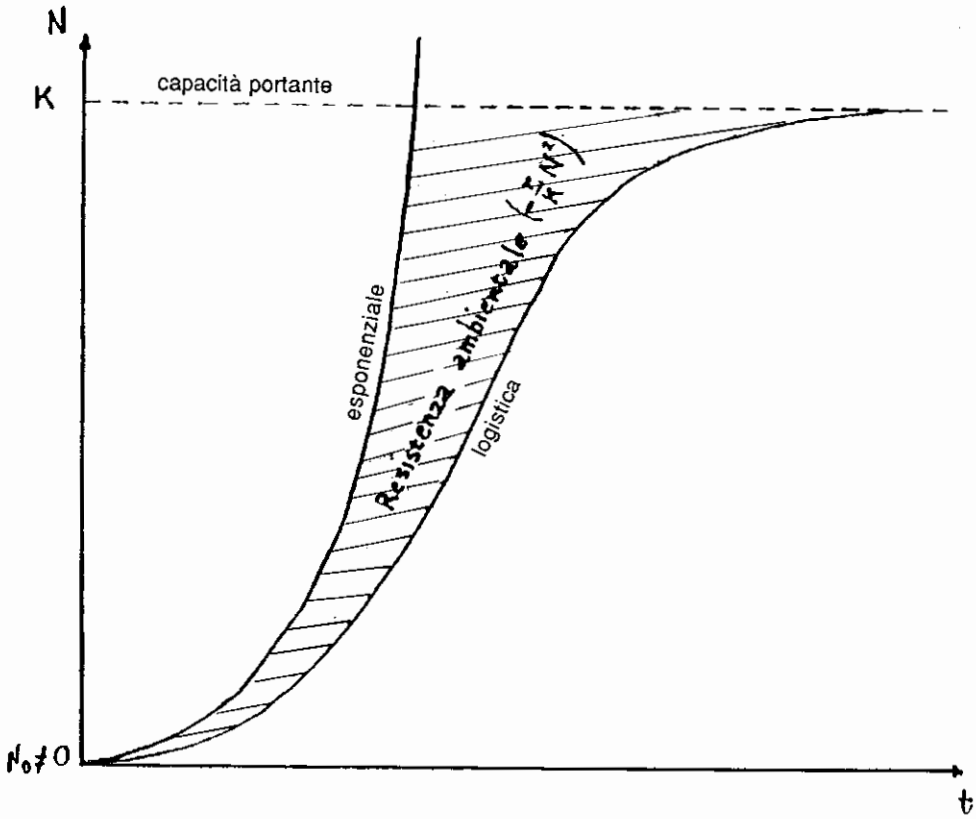
$$\boxed{\frac{d\mathbf{N}}{dt} = \mathbf{N}\left(r - \frac{r}{\mathbf{K}}\mathbf{N}\right)}$$

Questa è l'**equazione logistica** che definisce come il potenziale biotico diminuisca all'aumentare del numero degli individui che compongono la popolazione.

Una delle tante forme in cui l'equazione logistica è scritta mette in evidenza la **resistenza ambientale**, definita come "*una misura delle reali disponibilità di cibo-spazio esistenti nell'ambiente di vita della popolazione*":

$$\frac{dN}{dT} = rN - \frac{r}{K} N^2$$

Il secondo termine rappresenta la resistenza ambientale e si può raffigurare graficamente come l'area compresa fra curva che rappresenta l'equazione e la curva che rappresenta l'equazione logistica.



3.6 Forma integrata dell'equazione logistica

Esaminiamo ora un procedimento di integrazione dell'equazione logistica:

1) $$\frac{dN}{dt} = rN\left[1 - \frac{N}{K}\right] :$$

2) $$\frac{dN}{dt} = rN^2\left[\frac{1}{N} - \frac{1}{K}\right] :$$

3) $$N^{-2}\frac{dN}{dt} = r\left[\frac{1}{N} - \frac{1}{K}\right] :$$

ponendo δ **(1/N – 1/K)** e differenziando questa espressione si ottiene:

$d\delta = -N^{-2}\,dN$; sostituendo nella 3 si ha:

$$-d_z\frac{1}{dt} = rz \qquad \text{da cui}$$

$$-\frac{d_z}{z} = rdt \qquad \text{integrando}$$

$$-\ln_z = rt + C$$

sostituendo a z la propria espressione ed eseguendo i calcoli si ottiene finalmente

$$\boxed{N_t = \frac{K}{1 + e^{(a - rt)}}}$$

dove $e^a = \dfrac{K - N_o}{N_o}$ ed $e^{a-rt} = e^a \cdot e^{-rt}$

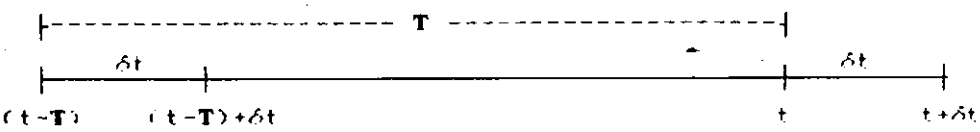
3.7 Equazione logistica con ritardo di sviluppo

L'andamento numerico di molte popolazioni (ad esempio gli insetti che non svernano, ma depongono le uova e muoiono), non segue l'equazione logistica perché il numero di individui non dipende solo dalle condizioni attuali ma anche dalle condizioni precedenti e dal periodo di sviluppo degli organismi. Ad esempio, una popolazione di mosconi adulti con una disponibilità di cibo costante non raggiunge un numero stabile, ma continua a fluttuare perché il numero di uova è influenzato dalla densità degli individui della generazione che le riproduce (a sua volta questo numero è determinato dalla

disponibilità di cibo) e le uova stesse richiedono un certo tempo per svilupparsi.

In popolazioni di questo tipo si può quindi affermare che il tasso di mortalità è determinato dalle condizioni attuali mentre il tasso di natalità è determinato da condizioni precedenti.

Per rappresentare matematicamente questa situazione cominciamo a considerare la rappresentazione grafica del tempo medio di generazione T e poniamoci a un tempo $t + \delta t$



Ponendo nell'equazione logistica:

$$N = x \qquad r = a \qquad r/K = b$$

si ottiene:

$$\frac{dx}{dt} = x\,(a\text{-}bx) = ax - bx^2$$

Ponendo α = tasso di natalità e ω = tasso di mortalità, si ottiene:

$$\frac{dx}{dt} = \alpha x - \omega x - bx^2 = (\alpha - bx)\,x - \omega x$$

si sono così separati i termini di natalità da quelli di mortalità. Per intervalli discreti si ha:

$$\delta x = (\alpha - bx)\,x\delta t - \omega x\delta t$$

da cui (riferendo al tempo t-T il termine di natalità), si ha l'equazione logistica che tiene conto del fenomeno del ritardo nello sviluppo.

$$\delta\,x = (\alpha - bx_{t-T})\,x_{t-T}\,\delta t - \omega x_t\,\delta t$$

4. INTERAZIONI TRA SPECIE

4.1 Generalità

Abbiamo considerato finora l'evoluzione di popolazioni di una specie in assenza di interazioni con popolazioni di specie diverse.

Ci occuperemo ora dei due più importanti tipi di interazione: competizione e predazione.

Nella competizione le specie interagenti appartengono al medesimo livello trofico, mentre nella predazione appartengono a livelli trofici diversi.

4.2 Competizione

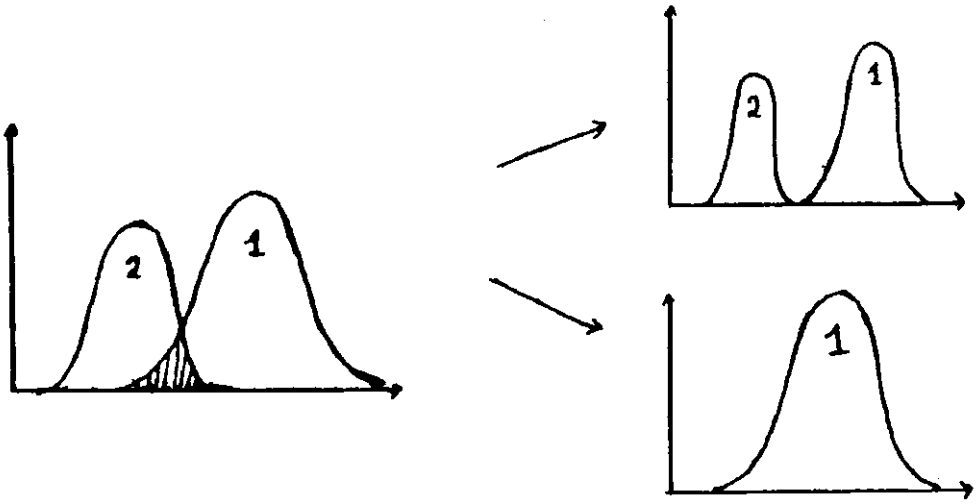
Scopo della teoria della competizione è di determinare le condizioni generali che consentono l'esistenza di due o più specie che competono.

Se due o più specie hanno caratterizzato ecologiche (esigenze) troppo simili fra loro, una sopravvive mentre le altre vengono eliminate o modificano le proprie caratteristiche.

Ciò è espresso nel **principio dell'esclusione competitiva**, detto di **Gause**, formulato da Hardin negli anni 60:

"Due specie ecologicamente identiche non possono sopravvivere se coesistono a lungo nello stesso habitat".

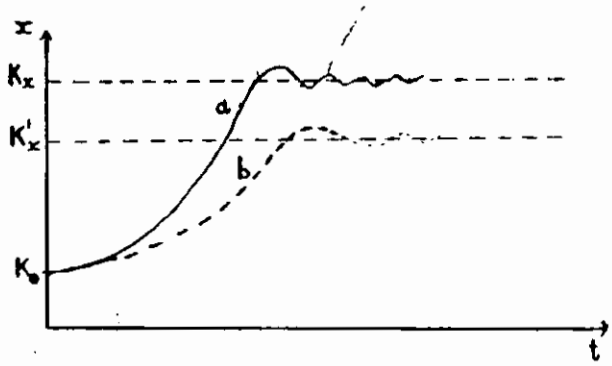
Nei casi in cui "sembra" che coesistano è opportuno che le indagini sulla biologia delle specie siano approfondite; si troverà che per qualche fattore ecologico o etologico le specie differiscono.



Scriviamo per una specie l'equazione logistica:

$$1) \qquad \frac{dx}{dt} = r_x x \left[\frac{K_x - x}{K_x} \right]$$

cui corrisponde la curva a):



se la popolazione della specie x entra in competizione con una popolazione della specie y, si avrà un aumento della resistenza ambientale che agisce sulla popolazione x e di conseguenza un decremento della capacità portante dell'ambiente, secondo la curva b). Dunque

$$K'_x = K_x - \alpha y$$

dove α esprime il "peso relativo" degli individui y rispetto agli individui della specie x.

$\mathbf{b} = r_x/\mathbf{K}_x$ è il coeff. di **competizione intraspecifica**

$\mathbf{c} = r_x/\mathbf{K}_x\ \alpha$ è il coeff. di **competizione interspecifica**

Procedendo allo stesso modo possiamo definire la dipendenza della specie y dalla specie x:

$$\frac{dy}{dt} = y\,(\mathbf{e} - \mathbf{f}x - \mathbf{g}y)$$

dove **e** è il potenziale biotico di y, **f** è il coefficiente di competizione **interspecifico**, **g** è il coefficiente di competizione **intraspecifico**.

Si noti che svolgendo l'equazione si ottengono termini quadratici; l'equazione è quindi *non lineare*.

Possiamo a questo punto scrivere per le due popolazioni il sistema di Lotka – Volterra per la competizione:

$$\boxed{\begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = x\,(\mathbf{a} - \mathbf{b}x - \mathbf{c}y) \\[2ex] \dfrac{dy}{dt} = y\,(\mathbf{e} - \mathbf{f}x - \mathbf{g}y) \end{cases}}$$

Più in generale, il sistema di equazioni di Lotka-Volterra assume per n specie che competono la forma:

$$\frac{dx_i}{dt} = k_i x_i + \sum_{j=1}^{n} b_{ij} x_i x_j$$

Essendo un sistema non lineare è opportuno esaminare le condizioni di equilibrio.

Se **d/x = dy/dt = 0** il sistema prenderà la forma:

$$\begin{cases} x(\mathbf{a} - \mathbf{b}x - \mathbf{c}y) = 0 \\ y(\mathbf{e} - \mathbf{f}x - \mathbf{g}y) = 0 \end{cases}$$

4.3 Derivazione delle equazioni di Lotka Volterra per la competizione

Ci occuperemo ora della parte matematica della teoria.
Se x e y sono due specie in competizione fra loro, i tassi di natalità e di mortalità dipenderanno dalla densità di entrambe le specie. Per la specie x si ha che:

$$b' = b_0 - \delta_1 x - \tau_1 y$$
$$d' = d_o + \delta_2 x + \tau_2 y$$
$$b' - d' = (b_o - d_o) - (\delta_1 + \delta_2) x - (\tau_1 + \tau_2) y$$

semplificando la notazione si può scrivere: $r = \mathbf{a} - \mathbf{b}x - \mathbf{c}y$

dunque:

$$\frac{dx}{dt} = rx = x\,(\mathbf{a} - \mathbf{b}x - \mathbf{c}v)$$

se la popolazione x è all'equilibrio dx/dt = 0, cioè

$$\mathbf{a} - \mathbf{b}x - cy = 0$$

se $y = 0$, allora $b = a/k_x = r_x/k_x$ (all'equilibrio, x è uguale alla sua capacità portante $\mathbf{K}_x$);

mentre se $y \neq 0$, allora, ponendo x_e ed y_e e i valori di x e di y al nuovo equilibrio, si ha:

$$r_x - \frac{r_x}{K} x_e - cy_e = 0 \quad ; \quad cy_e = \frac{r_x}{y_e} - \frac{r_x}{y_e K_x} x_e =$$

$$= \frac{r_x K_x - r_x x_e}{K_x y_e} = \frac{r_x}{K_x} \left(\frac{K_x - x_e}{y_e} \right)$$

ponendo $\alpha = \dfrac{K_x - x_e}{y_e}$ si ha che $c = \alpha \dfrac{r_x}{K_x}$ e quindi

$$4) \qquad \frac{dx}{dt} = x \left(r_x - \frac{r_x}{K_x} x - \alpha \frac{r_x}{K_x} y \right)$$

dove $a = r_x$ è il potenziale biotico

Se dx/dt = dy/dt = 0 il sistema prenderà la forma:

$$7) \qquad \begin{cases} x\,(a - bx - cy) = 0 \\ y\,(e - fx - gy) = 0 \end{cases}$$

Escludendo la soluzione $x = y = 0$ si ha tutta una serie di situazioni diverse (esprimibili anche graficamente) a seconda dei valori assunti dai vari coefficienti e dei rapporti tra questi coefficienti. In generale in un grafico i punti che non corrispondono al luogo dei punti di equilibrio (una retta), generano traiettorie (vettori) orientate verso il luogo di equilibrio. Infatti dalla 3) per

per $x > x_e$, $dx/dt < 0$ (negativo)

per $x < x_e$, $dx/dt < 0$ (positivo)

e analogamente si ha per la y.

4.4 Predazione

Analogamente a quanto fatto nel caso della competizione, è possibile analizzare l'influenza reciproca di due popolazioni di specie diverse interagenti tra loro per ciò che riguarda i tassi di natalità e di mortalità.

Sia x densità della specie preda e y la densità del predatore; per x si ha:

$$-b' = b_o - \delta_1 x - \tau_1 y$$

$$-d' = b_o - \delta_2 x - \tau_2 y$$

il termine $\tau_1 y$ si può considerare nullo perché il predatore non ha un'influenza diretta sulla natalità della preda (diverso luogo, periodo e modalità di riproduzione); si ha quindi:

$$b' - d' = (b_o - d_o) - (\delta_1 + \delta_2)\, x - \tau_2\, y$$

da cui

$$\frac{dx}{dt} = rx = (\mathbf{a} - \mathbf{bx} - \mathbf{cy})$$

dove **c** = *coefficiente di predazione e* **b** = *termine di densità-dipendente.*

Per il predatore y si ha:

$$b' = b_o + a_1 x - t_1 y$$

$$d' = d_o + a_2 x + t_2 y$$

$b_0 = 0$ perché la natalità del predatore in assenza della preda è nulla, se monofago, (livello trofico superiore) e quindi si ha $a_1 x >> t_1 y$; inoltre a_1 è positivo perché la preda influisce positivamente sulla natalità del predatore. Per ciò che riguarda la mortalità, $a_2 x$ è nullo (la preda non influisce sul predatore) e, per la bassa densità del predatore, $d_o >> t_2 y$

Si ha quindi:

$$b' - d' = d_0 + a_1\, x \text{ e quindi,}$$

$$\frac{dy}{dt} = ry = y\,(-e + fx)$$

dove f = *coefficiente di efficienza di predazione.*
Il sistema di equazione di Lotka e Volterra per la predazione aassume la forma:

$$1)\quad \begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = x\,(a - bx - cy) \\ \dfrac{dy}{dt} = y\,(-e + fx) \end{cases}$$

all'equilibrio $\left(\dfrac{dx}{dt} = \dfrac{dy}{dt} = 0\right)$ **si ha**

$$\begin{cases} a - bx - cy = 0 \\ -e + fx = 0 \end{cases}$$

che graficamente è rappresentato da due rette di cui una, il luogo dei punti all'equilibrio per la popolazione preda x, parallela all'asse y.

La composizione dei vettori relativi a x e y nei punti non all'equilibrio dà origine a vettori che generano traiettorie chiuse di forma variabile in dipendenza dei parametri **a, b, c, e, f**. Infatti dividendo membro a membro le equazioni del sistema 1) si ottiene:

$$\frac{dx}{dy} = \frac{x\,(a - bx - cy)}{y\,(-e + fx)} \; ; \quad \frac{dx}{x}\,(-e + fx) = \frac{dy}{y}\,(a - bx - cy)$$

$$-e\,\frac{dx}{x} + f\,dx - a\,\frac{dy}{y} + bx\,\frac{dy}{y} + c\,dy = 0$$

integrando:

$$-e\,\ln x + fx - a\,\ln y + bx\,\ln y + cy = cost$$

l'ampiezza delle traiettorie dipende anche dalle condizioni iniziali.

4.5 Rifugio

In una situazione in cui sono presenti una specie preda ed una specie predatrice la preda può disporre di un rifugio dove non può essere raggiunta dal predatore. Si possono presentare i due seguenti casi:

1) Una frazione costante di preda ha rifugio
2) Una quantità costante di preda ha rifugio

Nel primo caso si ha che $x_r = kx$; il sistema di Lotka e Volterra diventa:

$$\begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = ax - bx^2 - cxy \\ \dfrac{dy}{dt} = -ey + fxy \end{cases} \qquad \begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = ax - bx^2 - c(x-kx)y \\ \dfrac{dy}{dt} = -ey + f(x-kx)y \end{cases}$$

$$\begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = ax - bx^2 - c(1-k)xy \\ \dfrac{dy}{dt} = -ey + f(1-k)xy \end{cases} \qquad \begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = ax - bx^2 - c^{*}xy \\ \dfrac{dy}{dt} = -ey - f^{*}xy \end{cases}$$

con $c^{*} < c$ e $f^{*} < f$

il cambiamento nel grafico del sistema si limita ad una traslazione degli assi.

Più significativo invece il secondo caso: $x_r = q_x$

$$\begin{cases} \dfrac{dx}{dt} = ax - bx^2 - c(x - x_r)y \\ \dfrac{dy}{dt} = -ey + f(x - x_r)y \end{cases}$$

all'equilibrio si ha:

$$\begin{cases} a - bx - \dfrac{c - (x - x_r)}{x}\,y = 0 \\ -ey + f(x - x_r) = 0 \end{cases}$$

risolvendo la prima equazione rispetto a y si ha:

$$y = \frac{(a - bx)\,x}{c\,(x - x_r)}$$

se poniamo $bx = 0$ otteniamo:

$$y = \frac{(ax)}{cx - cx_r}$$

l'equazione di un'iperbole.

BIBLIOGRAFIA

BEGON, M. HARPER, J.L. TOWNSEND, C.R. (1989); *Ecologia: Individui, Popolazioni, Comunità*. pp. XIII, 1-854, Zanichelli, Bologna.

KREBS, CH. J. (1985); *Ecology: the experimantal analysis of distribution and abundance*, pp. XIII, 1-800, Harper, New York.

LOTKA, A.J. (1925); *Elements of mathematical biology*, pp. XXX, 1-465, Dover Publ. New York.

ODUM, E.P. (1988); *Basi di Ecologia*, pp. VIII, 1-544, Piccin, Padova.

RICKLEFS, R.E. (1990); *Ecology*, 3rd Ed., pp. XIII, 1-832, Feeman, Oxford.

SLOBOTKIN, L.B. (1980); *Growth and regulation of animal populations*, pp. XII, 1-234, Dover Publ. New York.

WILSON, E.O. E BOSSERT, W.H. (1974); *Introduzione alla biologia delle popolazioni*, VIII, 1-197, Piccin, Padova.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

P.G. Meneguz - L. Rossi

METODI DI CENSIMENTO DEI CERVIDI AUTOCTONI

Dipartimento Patologia Animale
Facoltà Medicina Veterinaria
Via Nizza, 52 - 10125 Torino

Premessa

Le note che seguono sono il frutto di esperienze specifiche da noi maturate, a partire dal 1979, nell'ambito di due aree-campione con caratteristiche ambientali e faunistiche differenti: la Zona Alpi della provincia di Torino, ed in particolare il cd. Comprensorio Alpino Cervo (Valli Susa e Chisone, ambiente montano e subalpino), e il Parco Regionale La Mandria (Venaria Reale, ambiente planiziale). Altre informazioni sono state da noi raccolte nel corso di missioni di studio presso esperti operanti nel canton Grigioni, nel canton Ticino, nella Foresta Demaniale di Tarvisio, nelle Foreste Casentinesi, nel centro Sperimentale "Al Gallo" in Val Passiria ed in vari contesti francesi. Alcune delle voci bibliografiche di maggior utilità pratica, da noi raccolte nel corso di dette missioni, vengono citate al termine dell'articolo.

Cervo

In quanto specie di forte impatto emotivo da un lato ed ambientale dall'altro, il cervo deve (ed effettivamente può) essere censito con metodi diretti, sul totale dell'areale stabilmente frequentato da una determinata popolazione in un certo periodo dell'anno: pertanto, onde economizzare sul numero dei partecipanti all'operazione, è preferibile optare per i periodi in cui detto areale risulta di minor estensione (massimo innevamento o/e ripresa vegetativa sui prati-pascolo di fondovalle). Nel cd. Comprensorio Alpino Cervo della provincia di Torino il rapporto areale inverno-primaverile / areale estivo-autunnale è attualmente pari al 1/6 (15.000/90.000 ha ca.).

In periodo invernale (febbraio - prima metà di marzo), e purché in presenza di neve abbondante tale da ostacolare gli spostamenti dei branchi, possono utilizzarsi due metodi:

a) conteggio per settori di dimensioni relativamente ridotte (500-600 ha), affidati ciascuno ad un singolo operatore (solitamente un agente di vigilanza) che ne copre a rotazione, e fino ad un massimo di tre volte nell'arco di 30-45 gg, i vari sottosettori (100-300 ha). Il censito è dato dal numero massimo di cervi (o meglio di maschi, femmine e piccoli) osservati in ciascun settore nella stessa tornata di rilievi;

b) conteggio unico per settori molto ampi (almeno 2-3.000 ha), nel corso di giornate consecutive o comunque ravvicinate. Ad ogni osservatore o preferibilmente coppia di osservatori (di solito un agente di zona ed un cacciatore-accompagnatore appositamente formato od altro esperto) viene quotidianamente assegnato un sottosettore di 100-300 ha.

I censimenti coi metodi a) e b) vengono solitamente effettuati da punti di osservazione fissi, a discrezione dall'operatore nel caso di a), preventivamente individuati dagli agenti di zona nel caso di b).

Per la buona riuscita di questi censimenti è fondamentale la fase preparatoria, coordinata da uno specialista che a sua volta si avvarrà della collaborazione di persone (agenti di zona, forestali, cacciatori esperti) con ottima conoscenza di cervi e territorio. Questa fase si articola in:

– delimitazione del territorio da censire (in caso di carenza di personale può prevedersi l'esclusione di zone periferiche meno regolarmente frequentate dai cervi) e suddivisione dello stesso in settori di osservazione da coprirsi in un giorno;

– individuazione delle date del censimento (prevedere date di riserva in caso di maltempo);

– definizione dei quartieri di osservazione, delle poste per operatori fissi e degli eventuali circuiti per operatori mobili (che possono essere d'aiuto limitatamente ad aree fittamente boscate);

– stima del numero di osservatori necessari;

– richiesta di nominativi dei partecipanti alle singole giornate di censimento;

– eventuale serata di formazione e operatori con proiezione di materiale audiovisivo;

– ripartizione strategica degli operatori (es. riservare agli osservatori più preparati le poste da cui si prevedono i conteggi più elevati e a buoni conoscitori del territorio gli eventuali circuiti);

– preparazione delle schede di censimento da realizzarsi con realismo quanto alle possibilità di riconoscimento per sesso e, soprattutto per classi di età (cfr. Tab. 1).

Detta fase preparatoria risulta ovviamente snellita quando lo stesso tipo di censimento è ripetuto negli anni, come peraltro opportuno. La mattina del censimento si distribuiscono le schede, una ricetrasmittente e un cannocchiale per squadra di osservatori (ciascun operatore deve già disporre di binocolo, es. 7x42, 8x30 o meglio 10x40), vengono sincronizzati gli orologi e vengono comunicati ora e luogo di ritrovo post-conteggio. Agli osservatori viene inoltre rinnovato l'invito a compilare la scheda accuratamente e a breve distanza di tempo da ciascuna osservazione. Gli operatori dovranno tassativamente raggiungere i punti di osservazione dai 10 ai 30 minuti prima dell'alba (solitamente più proficua del tramonto) e trattenervisi per 2-2.5 ore. Tutte le osservazioni verranno vagliate "a caldo" al termine della mattinata, al fine di eliminare eventuali doppi conteggi fra quartieri confinanti (anche se l'uso delle ricetrasmittenti limita al minimo questa possibilità). Il censimento va annullato e ripetuto in caso di vento forte e di scarsa visibilità. Salvo diverse disposizione di legge, la ripetizione triennale di a) o b) è ampiamente sufficiente ai fini gestionali.

In epoca primaverile (aprile), oltre ad a) e b) può utilizzarsi:

c) conteggio notturno da automezzo munito di faro a lunga gittata con luce alogena di potenza pari ad almeno 100 watts. Il metodo è consigliabile alle quote più basse e/o dove l'impatto antropico limita pesantemente il pascolo fuori bosco nelle ore di luce e/o dove gli operatori non sono in numero sufficiente per mettere in atto un conteggio del tipo a) o b). *Conditio sine qua non* per un'attuazione soddisfacente di c) è l'esistenza di una rete stradale sufficientemente sviluppata (4-6 km/100 ha di terreno regolarmente frequentato dal cervo in orario notturno).

Ideali sono la disponibilità di un faro manovrabile dall'interno dell'automezzo e di un equipaggio composto da 4 persone con compiti ben differenziati (guida, orientamento del faro, conteggio del numero totale di animali, conteggio per classi). Non è opportuno:

– iniziare il censimento prima che siano trascorse almeno tre ore dal sopraggiungere dell'oscurità, (va consentito al maggior numero possibile di cervi di insediarsi sulle zone di pascolo notturno);

– protrarre le operazioni oltre le tre ore, dati lo sforzo visivo e la concentrazione richiesti dall'osservazione in luce artificiale.

Ogni automezzo può coprire, proficuamente, dai 400 ai 1000 ha/notte, corrispondenti a 30-50 km percorsi alla velocità media di 10-15 km/h. Sono indispensabili almeno due uscite/settore. L'automezzo dovrà seguire un circuito prestabilito che tocchi tutti i luoghi accessibili frequentati nottetempo dai cervi (ed anche quando la strada che vi giunge è a fondo cieco). Quando una chiaria è accessibile da più parti il circuito privilegierà quella che consente una visione più ampia; nei limiti del possibile si dovrà inoltre evitare di ripercorrere le stesse strade nel corso di una notte. I cervi sono identificabili anche a distanza grazie al riflesso giallo-aranciato del tappeto lucido (quello dei caprioli è giallo e gli occhi sono più ravvicinati); alla comparsa di rifrangenza si dovrà arrestare l'autovettura e completare l'osservazione mediante binocolo, dando comunque la precedenza all'aspetto quantitativo del rilievo (il comportamento dei cervi "sotto faro" è assai imprevedibile). I doppi conteggi sono rari ma bisogna anche mettersi in condizione di poterli escludere. Il metodo c) è inferiore ad a) e b) sotto il profilo quantitativo (10-15% in presenza di buona rete stradale) e qualitativo (molti indeterminati), ma è di organizzazione meno impegnativa e, richiedendo meno personale, è più facilmente ripetibile. È assai utilizzato nel canton Grigioni e nei Vosgi francesi.

Nell'ambito del Comprensorio Alpino Cervo della Provincia di Torino (90.000 ha di territorio frequentato dal cervo, di cui 15.000 ca. utilizzati nel periodo febbraio-aprile) la scelta, un tempo orientata su a), ricade ora su una combinazione di b) e c) (quest'ultimo limitatamente a zone di bassa valle, fino ad 800 m s.l.m.). Le operazioni annuali di censimento si effettuano nel mese di aprile, per 7-8 gg possibilmente consecutivi di rilievi e con un impegno complessivo pari a ca. 100 giornate/uomo. Il margine di errore insito in questo tipo di censimento sembra oscillare fra il 15 ed il 40% (ai fini di un calcolo pur approssimativo sono necessari la conoscenza del numero di capi abbattuti e dell'incremento utile annuo medio del popolamento); il metodo, quindi, si presta ad una buona stima degli effettivi e della loro evoluzione. L'acquisizione di dati corretti su sex ratio e classi di età resta invece condizionata da fattori oggettivi (distanza di osservazione, diffidenza dei branchi, ottiche a disposizione) e soggettivi (preparazione specifica ma soprattutto motivazione del personale a disposizione) talora difficilmente gestibili. Questo metodo, pur esigente in manodopera e richiedente un'organizzazione complessa, è di rapida esecuzione e di elevato valore "politico" locale.

L'estate è in genere stagione poco indicata per i censimenti; fra le poche eccezioni il Parco Nazionale dell'Engadina, dove ciascun guardiaparco esegue, fra luglio ed agosto, il conteggio dei branchi presenti nel proprio settore di responsabilità (2500-3000 ha). Ogni mese vengono segnalate le tre osservazioni più consistenti, con indicazione di sesso e classe di età dei cervi. I dati vengono poi assemblati criticamente per l'intera area protetta, fornendo un effettivo rivelatosi superiore a quello ottenibile con altre metodiche. Questo tipo di censimento presuppone un'elevata densità di personale strutturato e la particolare predilezione di questa popolazione di cervi per ambienti non boscati di alta quota.

Il cervo infine può essere censito all'epoca della brama (seconda metà di settembre - prima metà di ottobre) mediante:

d) osservazione diretta;

e) localizzazione acustica.

Nel caso di d) l'area da censire viene suddivisa in distretti di 100-250 ha in funzione del numero dei campi o settori di brama individuati. Sono preferibili due conteggi/distretto, anche se per motivi organizzativi ci si accontenta solitamente di un solo conteggio. Il lavoro viene svolto al tramonto (localizzazione acustica dei cervi al bramito) e la mattina successiva (identificazione). Per non disturbare la brama gli operatori dovranno portarsi sui luoghi di osservazione almeno due ore prima del tramonto e mezz'ora prima dell'alba e allontanarsi, rispettivamente, a notte o 2-2.5 ore dopo l'alba. La preparazione di d) richiede una perfetta conoscenza dei campi o settori di brama e prevede l'utilizzo di osservatori anche fra i diversi campi o settori di brama, per rilevare eventuali spostamenti di cervi e verificare l'assenza di brama al di fuori delle zone precedentemente individuate. Le schede (Tab. 2) andranno riempite ogni 30', assegnando ad ogni cervo un numero d'ordine da riprendere in caso di osservazione successiva. Andranno inoltre riportati lo schema del trofeo e la silhouette generale. Lo spoglio dei risultati va fatto "a caldo", in presenza di tutti gli osservatori. Il metodo d), almeno quando applicato su vasti comprensori, fornisce risultati quantitativamente inferiori rispetto ad a) e b) e tende a sottostimare in particolare i maschi giovani, scarsamente coinvolti nella brama. Alcuni cervi adulti e soprattutto vecchi non sono invece censibili che in questo modo. In generale si utilizza ad integrazione del conteggio primaverile, per precisare il rapporto fra i sessi ed acquisire elementi intorno alla strutturazione maschile per classi di età ed alla qualità media dei trofei. Presenta tuttavia degli importanti inconvenienti:

– l'area da censire (e quindi da coprire con osservatori) è decisamente superiore rispetto ad a) e b);

– la conoscenza del territorio e delle abitudini dei cervi devono essere eccellenti;

– lo spoglio e l'interpretazione dei risultati sono delicati, specie quando le schede, necessariamente più complesse rispetto ad a) e b), non sono compilate minuziosamente;

– è di realizzazione tardiva ai fini della gestione venatoria e si svolge in un'epoca assai apprezzata per il prelievo (da cui reticenza dei cacciatori a fornire una collaborazione assolutamente irrinunciabile viste le elevate necessità in personale).

Il metodo e), impiegato a titolo sperimentale nelle Foreste Casentinesi, comporta l'individuazione di settori omogenei (700-1800 ha), la scelta dei punti di ascolto che garantiscono la totale copertura acustica del settore ed uno svolgimento nelle ore di massima attività di brama (21.00-24.00). I cervi che bramiscono vengono localizzati a mezzo di bussola goniometrica e la mattina successiva, all'alba, si procede all'osservazione degli harem e dei maschi al seguito. I limiti sono gli stessi di d). Acquisita la consistenza della componente maschile adulta della popolazione si può giungere, per estrapolazione sulla struttura (ipotesi di base è che la popolazione oggetto di studio non sia destrutturata da interventi venatori impropri), ad una consistenza minima complessiva del popolamento.

Capriolo

È il ruminante selvatico di gran lunga più difficile da censire per la scarsa socialità, per il particolare tipo di utilizzo del territorio e delle risorse alimentari e per le densità talora elevatissime (oltre 50 capi/100 ha) che può raggiungere. Sottostime superiori al 100-200% degli effettivi presenti sono assolutamente normali quando metodiche tradizionali, applicabili con successo al censimento di cervi o camosci, vengano applicate a questa specie.

A livello gestionale, escludendo pertanto metodiche che comportino la cattura e la marcatura di un numero considerevole di soggetti (indice di Lincoln), una popolazione di caprioli può essere censita con sufficiente approssimazione (sottostima < 50%) mediante:

a) battuta su settori-campione;
b) poussèe su settori-campione;
c) osservazione per settori o metodo degli osservatori mobili.

I metodi a) e b), per settori-campione, sono concettualmente accettabili alla luce della distribuzione di tipo "aleatorio" cui i caprioli tendono in primavera (fase territoriale). È importante che i settori-campione siano rappresentativi delle diverse realtà ambientali presenti all'interno dell'unità di gestione, in modo particolare per quanto riguarda i parametri:

– composizione quali-quantitativa del bosco;
– modalità della gestione forestale;
– composizione quali-quantitativa del sottobosco;
– grado di competenetrazione fra bosco e spazi aperti.

I settori-campione dovrebbero coprire, anche a rotazione, non meno del 10-15% del territorio frequentato dalla specie all'interno dell'unità di gestione.

a) un settore-campione viene circondato da osservatori fissi, posizionati a vista (50-150 m gli uni dagli altri). I caprioli vengono sospinti verso gli osservatori fissi ad opera di una linea di battitori, posizionati a 10-25 m gli uni dagli altri; in media, operando in ambienti prevalentemente boscati della montagna medio-bassa, sono necessari da 60 a 90 operatori/100 ha. Si effettua in primavera (marzo-maggio in rapporto alla quota) e in momenti della giornata che i caprioli non utilizzano, generalmente, per attività di pascolo (es. prime ore del pomeriggio), l'orario pomeridiano, inoltre, facilita l'organizzazione, di per sé complessa, e favorisce la partecipazione, indispensabile, di cacciatori ed altri appassionati. L'effettivo censito è costituito dai caprioli che forzano in uscita la linea degli osservatori, fissi o mobili che siano (Tab. 3). I risultati sono eccellenti (sottostima < 10%) ed ottima è anche la valutazione della sex-ratio; talora, invece, le difficoltà organizzative possono essere insormontabili.

b) un settore-campione è diviso in sotto-settori di 10-40 ha, ciascuno dei quali viene percorso da un osservatore esperto, col compito di avvicinare gli animali in modo da determinarne la fuga. Sul perimetro dei sotto-settori sono piazzati degli osservatori fissi (in media, servono da 15 a 30 operatori/100 ha). Si effettua in primavera, nelle 2 ore successive all'alba e/o nelle 2 ore che precedono il sopraggiungere dell'oscurità (con animali in attività). L'effettivo censito è costituito dai caprioli che attraversano la linea ideale fra due osservatori fissi e da quelli che si ritiene abbiano semplicemente gravitato intorno agli osservatori mobili (margine di soggettività talora elevato). La sottostima è accettabile (10-45%) ed il successo dell'operazione dipende essenzialmente dalla competenza e motivazione degli osservatori mobili.

c) l'insieme della superficie da censire, o parte di essa, è suddivisa in settori di 150-200 ha, affidato ciascuno ad un osservatore mobile. Gli operatori escono contemporaneamente e a più riprese (5-6), possibilmente consecutive. Gli itinerari sono a scelta dei singoli. Al termine delle operazioni, l'operatore fornisce il numero minimo certo di caprioli che ritiene presente nel settore di competenza. Le osservazioni si effettuano a fine inverno-primavera, in ore di attività degli animali (cfr. b). È della massima importanza il riconoscimento individuale del maggior numero di caprioli, peraltro favorita dalla variabilità morfologica propria del periodo (diversi stadi di muta e di pulitura dal velluto). La sottostima è compresa fra il 35 ed il 50%.

TABELLA 1 - Scheda per il censimento primaverile del cervo secondo il metodo b). Si noti come i cervi siano semplicemente suddivisi in maschi adulti, fusoni o daguets, femmine e piccoli. Inevitabili anche gli indeterminati che, secondo la nostra esperienza, possono oscillare dal 25% al 53%.

CERVO (**Cervus elaphus**)

Censimento primaverile

Settore: Data Operatore/i: mattino sera

scheda n.:

N. di osserv.	ora	luogo	Totale	Maschi	Daguets	Femmine	Juv.	Indet.
01								
02								
03								
04								
05								
06								
07								
08								
09								
10								
11								
12								
13								
14								
15								

Note:

TABELLA 2 - Scheda per censimenti di cervi al bramito (da O.N.C., 1982).

«Top» per demi-heure	N. d'ordre (1)	Cerf mâle vu			Cerf mâle entendu			Biche bichette (3)	Faon (3)	NI (3)	Observations notamment pour les animaux vus où entendus hors secteur
		brâment (2)	muet (2)	Pile	Voix	Brâme	Pile secteur				
18 h 30 à 19 h 00											
19 h 00 à 19 h 30											
19 h 30 à 20 h 00											
20 h 00 à 20 h 30											
20 h 30 à 21 h 00											

TABELLA 3 - Scheda per censimento di caprioli in battuta. Stante la stagione primaverile ci si limita a distinguere fra maschi e femmine.

PROVINCIA DI TORINO COMPARTO ALPINO N.

SCHEDA PER OSSERVATORI DA POSTA FISSA

Nome: Posta n.: Data:

Osservaz.		CAPRIOLI IN USCITA			CAPRIOLI IN ENTRATA		
N.	ORA	MASCHIO	FEMMINA	INDET.	MASCHIO	FEMMINA	INDET.
01							
02							
03							
04							
05							
06							
07							
TOTALI							

BIBLIOGRAFIA

De Baviere A. e De Baviere J. (1983). *A propos du chevreuil*. Gerfaut Club Ed., Paris, 245 pp.

Bonnet G., Dumond J.B., Meggs J., Perpey C. (1983). *Image du chevreuil* Ed. in proprio, Boulogne, 160 pp.

Buchli C. (1979). *Zur Populationsdynamik, Kondition ind Konstitution des Rothhirsches* (Cervus elaphus L.) *in und um den Schweizerischen Nnationalpark*. Tesi di Dottorato, Philosopischen Fafultat II, Zurich, 123 pp.

Cemagraf (1984). *Methodes de recensement des populations de chevreuils*. Note tecniche, 51.

ONC (1982). *Methodes de recensement des populations de cerfs*. Note technique N. 9, Bull. Mens. ONC, 52.

Red Deer Commission (1981). *Red Deer Management*. HMSO Press, Edimburgh, 100 pp.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. MERIGGI

CRITERI DI ANALISI E VALUTAZIONE AMBIENTALE: GALLIFORMI E LAGOFORMI

Dipartimento di Biologia Animale - Università degli Studi
Piazza A.A. Botta, 9 - 27100 PAVIA

Introduzione

L'analisi e la valutazione dell'ambiente per singole specie o per associazioni di specie è uno dei momenti più importanti della gestione della fauna in senso lato. Infatti la conoscenza da una parte delle caratteristiche ambientali del territorio e dall'altra delle esigenze ecologiche delle specie oggetto della gestione, permette di programmare al meglio interventi quali le immissioni (reintroduzioni o ripopolamenti) o i miglioramenti ambientali per incrementare la capacità portante del territorio.

In questa sede saranno trattati i problemi riguardanti la valutazione della qualità dell'habitat secondo aspetti teorici e pratici e la definizione delle esigenze ecologiche (preferenze di habitat e preferenze alimentari) di singole specie. Gli esempi riguarderanno soprattutto alcune specie di Galliformi e la Lepre per i Lagomorfi perché sono gruppi sui quali viene esercitato il prelievo venatorio e comuni in Italia.

La valutazione della qualità dell'habitat

È possibile definire tre livelli gerarchici nella valutazione delle qualità dell'habitat (Fig.1).

Il primo livello prevede la valutazione diretta delle relazioni habitat-specie in una data località. L'accuratezza di questa valutazione dipende da un'analisi dettagliata dei parametri demografici della popolazione e dall'individuazione dei fattori che agiscono su di essi. Queste analisi complesse vengono spesso sostituite da semplici stime delle densità che non sempre, come verrà discusso in seguito, danno informazioni affidabili.

Al secondo livello si opera attraverso estrapolazione delle relazioni habitat-specie a località non studiate. L'accuratezza, in questo caso, dipende strettamente dalla corretta definizione dei fattori che influenzano le popolazioni di una data specie al primo livello.

Al terzo livello le informazioni relative alle singole specie vengono assemblate, in modo da arrivare ad una valutazione della qualità dell'habitat valida per intere comunità di fauna selvatica. A questo livello l'accuratezza è ridotta per la difficoltà di disporre di dati riguardanti i rapporti tra specie del tipo predazione e competizione.

Densità e qualità dell'habitat

La densità è spesso usata come indice della qualità dell'habitat, per motivi di praticità e di economia. Infatti, usualmente, vengono determinati i livelli di popolazione in un

dato momento dell'anno e successivamente i dati ottenuti sono correlati con i fattori dell'ambiente.

In questo modo è teoricamente possibile ottenere modelli predittivi delle densità raggiungibili in habitat differenti. A questo scopo sono utilizzati anche indici di abbondanza che siano fortemente correlati alle densità, riducendo ulteriormente costi e tempo. L'uso della sola densità come indicatore della qualità dell'habitat, però può spesso causare errori anche notevoli per i seguenti motivi:

1) I censimenti vengono spesso effettuati nelle stagioni non limitanti (Es. primavera, fine estate).

2) Vi è una variabilità interannuale delle densità, dovuta alle differenze nella disponibilità di risorse, nella pressione predatoria o nei fattori ambientali abiotici. In questi casi le densità registrate in un dato anno possono riflettere particolari condizioni di produttività degli anni precedenti o dell'anno in corso, più che una qualità dell'habitat a lungo termine.

3) Occorre considerare le interazioni sociali interne alle popolazioni. Ad esempio i rapporti gerarchici tra individui possono causare emigrazioni di giovani dalle aree di riproduzione a zone limitrofe caratterizzate da un habitat più povero. In quest'ultime si instaurano temporaneamente elevate densità, maggiori di quelle registrabili negli habitat occupati dalla popolazione adulta di riproduttori, ma il successo riproduttivo è nullo o molto ridotto.

4) I fattori che influenzano la densità possono essere limitati ad una data località e non ad un'altra. Questa situazione può verificarsi a causa di interazioni competitive tra specie diverse o per altre cause.

5) Le specie possono non essere strettamente adattate a specifiche caratteristiche dell'habitat e quindi le densità possono risultare simili anche in habitat variamente e/o fortemente modificati e alterati.

6) La scala di rilevamento e di misurazione delle caratteristiche dell'habitat può non corrispondere a quella alla quale l'habitat influenza la dinamica di popolazione. Per questo motivo i parametri relativi alla densità possono essere meno strettamente correlati alla qualità dell'habitat di quelli relativi al successo riproduttivo.

Per poter utilizzare la densità come indicatore della qualità dell'habitat bisogna adottare accorgimenti atti a ridurre il più possibile le fonti di errore.

In primo luogo occorre effettuare i censimenti secondo metodi accurati e in periodi "limitanti" per le popolazioni: in periodi, cioè, nei quali le popolazioni siano al minimo numerico. Inoltre i censimenti vanno ripetuti per più anni consecutivi e in diverse aree di studio contemporaneamente in modo da rendere i dati di densità indipendenti da eventi occasionali.

Un ulteriore accorgimento può essere quello di adottare per le analisi, classi di densità, piuttosto che valori continui registrati nei censimenti.

Anche con questi accorgimenti però l'uso della densità permette solamente valutazioni parziali della qualità dell'habitat. Valutazioni molto più accurate sono ottenibili utilizzando anche i parametri demografici delle popolazioni.

Determinazione della qualità dell'habitat

La qualità dell'habitat può essere definita come l'idoneità di un'area a ospitare una popolazione riproduttrice di una data specie o gruppo di specie e può essere misurata

attraverso la "Fitness" media individuale di una popolazione animale, intendendo per "Fitness" la combinazione della probabilità di sopravvivenza con il successo riproduttivo individuale.

La qualità dell'habitat può quindi essere misurata come prodotto della densità, per la probabilità di sopravvivenza media individuale, per la produzione attesa media di prole, riferito agli individui residenti in un'area confrontata con altre aree. È questa una misura relativa e non assoluta, sintetizzabile nella seguente formula:

$$Q_j = \frac{\left\{\left[\sum_{xj} n_{xj}\left(l_{aj} B_{xj} + P_{xj}\right)\right] \Big/ \sum_{xj} n_{xj}\right\}\left(1/a_j\right)}{\sum_i \left\langle \left\{\left[\sum_{xi} n_{xi}\left(l_{ai} B_{xi} + P_{xi}\right)\right] \Big/ \sum_{xi} n_{xi}\right\}\left(1/a_i\right)\right\rangle}$$

dove:
Qj = qualità relativa dell'habitat j per la specie.
Bx = fecondità di un individuo di età x.
lα = probabilità di sopravvivenza fino a α = I anno di riproduzione.
Px = propabilità di sopravvivenza dall'età x all'età x + 1.
n = numero di individui di ognuno degli habitat che vengono confrontati.
a = area che comprende tutti gli individui campionati nell'habitat i-esimo.

Per misurare la qualità dell'habitat secondo il metodo descritto è quindi necessario determinare la produttività media e la sopravvivenza di ogni classe di età della popolazione e il numero di individui di ogni classe di età residenti in ogni habitat.

Per ottenere queste informazioni sono necessari studi molto approfonditi e prolungati, tali da rendere inadatto questo metodo al raggiungimento di valutazioni rapide. Dati provenienti da studi di dinamica di popolazione effettuati su singole specie e in una grande varietà di habitat, consentono tuttavia di ottenere buone approssimazioni nella valutazione della qualità dell'habitat.

Metodi di analisi dei dati di popolazione per la valutazione della qualità dell'habitat

I metodi di analisi multivariata permettono di utilizzare un ridotto numero di variabili che influenzano le densità e le produttività delle popolazioni, per ottenere modelli predittivi. L'analisi multivariata infatti consente di eliminare molte variabili di scarso peso e di considerare gli effetti sinergici dati dalle variabili selezionate, nel loro insieme.

I dati che vengono più utilizzati sono quelli relativi alla presenza-assenza di una specie e quelli di densità. Questi ultimi possono essere suddivisi in classi oppure trattati come valori. Per la presenza-assenza e per le classi di densità il metodo che dà i migliori risultati è l'analisi discriminante, di solito condotta su variabili selezionate da una analisi della varianza preliminare.

Attraverso l'analisi discriminante vengono in questo modo evidenziate le variabili che determinano la presenza o l'assenza di una specie e si ottiene un modello predittivo col quale è possibile classificare aree diverse, secondo la loro capacità ad ospitare o a non ospitare la specie. Il grado di predittività del modello dipende soprattutto dalla percentuale di osservazioni che vengono classificate correttamente. Raggruppando i dati di densità in classi, si ottiene una classificazione dei territori idonei alla specie più

precisa; la ripartizione in classi inoltre permette di contenere almeno in parte gli errori derivanti dalla cause esposte in precedenza.

Quando si vogliono usare i valori relativi alle singole osservazioni, si adotta la regressione multipla.

Per quest'ultimo metodo sono possibili due procedure diverse: in una vengono utilizzate tutte le variabili individuate e tra queste vengono automaticamente selezionate quelle che forniscono il modello migliore (procedura stepwise); nell'altra, si procede dapprima all'analisi delle componenti principali, tramite la quale vengono individuate un numero n di componenti alle quali le variabili ambientali contribuiscono in vario grado; su queste si calcola la regressione multipla. In questo modo, quindi, si procede alla "costruzione" di variabili che rappresentano in modo sintetico e lineare quelle originali.

Come esempi sono riportati i risultati di tre analisi discriminanti e di quattro regressioni multiple. La prima analisi discriminante è stata effettuata sulla presenza-assenza di coppie di Starna in un'area di studio di 77 Km^2 dell'Appennino settentrionale (Tab. I). La seconda considerando due classi di densità: da 0 a 5 coppie/Km^2 e più di 5 coppie/Km^2 (Tab. II); la terza con quattro classi di densità: 0, 1-5, 6-10, > 10 coppie/Km^2 (Tab. III).

Le unità di campionamento in questa ricerca erano costituite dai quadrati di 1 km di lato del reticolo UTM. Le variabili ambientali sono state misurate da fotografie aeree in scala 1:10.000.

La prima analisi discriminante non ha dato risultati soddisfacenti, in quanto le percentuali di osservazioni classificate correttamente sono state insufficienti sia per l'assenza sia per la presenza. Nella seconda analisi sono state ottenute buone percentuali di classificazioni corrette sia per i quadrati a bassa densità sia per quelli a densità medio-elevata. Il modello così costruito, consente di individuare con ridotte probabilità di errore le aree che possono ospitare popolazioni di starna con buone densità. La terza analisi discriminante effettuata su 4 classi di densità ha individuato 3 funzioni discriminanti di cui le prime due significative, secondo le quali è possibile classificare correttamente una soddisfacente percentuale di quadrati con densità medio-elevate ed elevate. Il modello in questo caso permette di individuare con buona approssimazione le aree più idonee alla Starna, cioè quelle in cui le popolazioni possono raggiungere le densità più elevate.

Le analisi discriminanti illustrate hanno quindi avuto un ridotto potere predittivo nei casi di presenza-assenza e di basse densità. Questo fatto è imputabile alla scarsa specializzazione della Starna, che può trovare possibilità di vita anche in habitat apparentemente poveri, ma che solo in aree con particolari e favorevoli caratteristiche può raggiungere elevate densità.

Le analisi di regressione multipla (Tab. IV) sono state effettuate sulle densità autunnali di Lepre in aree protette dell'Italia settentrionali seguendo la procedura "stepwise". Le densità sono state stimate con censimenti in battuta in aree campione rappresentative delle aree di studio e le variabili ambientali misurate da fotografie aeree in scala 1:10.000. I modelli ottenuti consentono di identificare le variabili ambientali che maggiormente influenzano la densità; tuttavia solamente il modello relativo alle zone collinari risulta di un certo valore predittivo. Infatti negli altri casi il valore di R^2 che rappresenta la percentuale di variabilità spiegata, è troppo basso.

Le verifiche della produttività dei modelli costruiti con le analisi di regressione multipla hanno evidenziato una generale incapacità dei modelli a predire le variazioni di densità in aree esterne a quelle dove il modello era stato messo a punto. Questi insuccessi sono principalmente dovuti alle seguenti cause:

1) I modelli in genere sono molto sensibili a specifici set di dati. Questo accade soprattutto per la procedura stepwise; i modelli formulati previa analisi delle componenti principali sono meno sensibili, ma anche meno precisi.

2) I modelli di regressione multipla, per loro stessa definizione, hanno validità nell'ambito di valori sui quali sono formulati; quindi l'applicabilità a valori al di fuori di quel particolare intervallo di variazione risulta molto ridotta. Gli errori verrebbero in questi casi generati dalle estrapolazioni.

3) È difficile se non impossibile individuare e misurare tutte le variabili che possono influenzare la densità e quelle utilizzate possono non essere realmente importanti nel determinare la densità. Per questo motivo spesso la variabilità spiegata (R^2) risulta bassa e il modello scarsamente predittivo.

4) Le variabili sulle quali viene effettuata l'analisi di regressione multipla possono non essere quelle realmente importanti nel determinare la densità.

5) In aree diverse le stesse variabili possono influenzare le popolazioni in modo differente a causa di caratteristiche elusive e peculiari delle diverse aree.

6) Le densità raramente rispondono in modo lineare alle variabili ambientali; anzi nella maggior parte dei casi il modello più realistico è dato dalla regressione logistica.

Il miglior approccio per usare con successo i modelli di regressione multipla, consiste nell'utilizzare nuovi dati per convalidare e mettere a punto il modello attuale e aggiungerli ai dati esistenti per creare un nuovo modello. Dopo diversi cicli, i modelli ottenuti possono essere più largamente applicabili.

In generale è opportuno porre molta cautela nell'uso delle analisi multivariate in quanto possono facilmente emergere tra variabili relazioni del tutto casuali; solo l'esperienza del ricercatore può evitare di commettere errori nella scelta delle variabili.

In ogni caso modelli empirici che producono valutazioni quantitative della qualità dell'habitat, sono da preferire a valutazioni qualitative, in quanto la validità dei primi può essere facilmente verificata.

Dinamica di popolazione e idoneità ambientale

Alcuni parametri della dinamica di popolazione differiscono profondamente in relazione alla qualità dell'habitat. Come abbiamo accennato infatti sarebbe opportuno ottenere informazioni dettagliate sulla dinamica di popolazione per valutare la qualità dell'habitat.

Nel Fagiano ad esempio, un confronto tra due aree della Pianura Padana ha dato come risultato densità più elevate nell'area con habitat più povero (monocoltura di pioppi) rispetto all'area in cui l'elevata diversità ambientale forniva una maggiore quantità di alimentazione, più siti di nidificazione e più rifugi (Tab. V). La percentuale di femmine che si riproducevano con successo e la dimensione della nidiata era però maggiore nella seconda area, a testimoniare una qualità dell'habitat globalmente più elevata (Tab. VI).

Nella Tabella VII sono esposti tre modelli di dinamica di popolazione della Pernice rossa in tre fasce altimetriche dell'Appennino settentrionale. I dati derivano da una ricerca pluriennale (1981-1987) condotta in tre aree di studio rappresentative delle diverse situazioni ambientali. Benché i diversi parametri della dinamica di popolazione differiscano di poco nelle tre zone, la media collina sembra avere una produttività più elevata che rispecchia probabilmente una maggiore idoneità ambientale.

Con questo termine generico ci riferiamo qui soprattutto alle preferenze ambientali (uso dell'habitat) e alle preferenze alimentari.

In entrambi i casi per definire se esiste preferenza, uso indiscriminato oppure se gli animali evitino un dato tipo di risorsa occorre confrontare l'uso e la disponibilità delle risorse stesse.

Per quanto riguarda le preferenze ambientali, il confronto può essere fatto a livello di superfici utilizzate prendendo in considerazione, ad esempio, i territori o le aree vitali dei singoli individui, oppure a livello di frequentazione, utilizzando per le analisi le osservazioni degli animali nei diversi tipi di habitat. È possibile inoltre evidenziare le variazioni individuali nell'uso delle risorse, oppure considerare l'uso globale da parte dell'intera popolazione oggetto di studio.

I problemi che nascono in queste analisi derivano soprattutto dalla contattabilità degli animali , dall'individuazione dei tipi di risorsa e dalle variazioni nelle preferenze.

Contattabilità: per specie elusive è estremamente difficile descrivere l'uso dell'habitat nei diversi momenti della giornata. Anche per quelle non considerate elusive poi, quando gli animali sono in riposo o svolgono le loro attività in luoghi con elevata copertura vegetale vengono a mancare le osservazioni necessarie per la definizione delle preferenze ambientali. È possibile in parte ovviare a questo inconveniente utilizzando le tracce (ad esempio i dormitori per il periodo notturno) ma l'unico metodo che dà informazioni complete è la radio-telemetria che permette di sapere dove sono gli animali anche quando non sono visibili.

Individuazione dei tipi di risorsa: all'interno di una risorsa, ad esempio l'habitat, la classificazione dei tipi di risorsa disponibili agli animali è sempre soggettiva e in questo il ricercatore può incorrere spesso in valutazioni errate. I metodi parametrici utilizzabili per analizzare le preferenze risentono fortemente del numero di tipi individuati o individuabili. L'unico modo di ovviare a questo problema è quello di utilizzare metodi non parametrici, non sensibili, con i quali l'errore viene ridotto notevolmente.

Variazioni nelle preferenze: in relazione alla densità di popolazione e alle variazioni di disponibilità possono verificarsi spostamenti significativi delle preferenze. Le analisi delle preferenze dovrebbero quindi essere eseguite o in più aree contemporaneamente dove siano differenti le disponibilità delle risorse e la densità delle popolazioni o in anni consecutivi nella stessa area.

Per l'analisi delle preferenze ambientali e alimentari sono disponibili diversi metodi alcuni dei quali suscettibili di successive verifiche statistiche. Verranno qui elencati i più usati e spiegata la loro applicabilità.

1) Il metodo più semplice adottabile sia per le preferenze di habitat sia per le preferenze alimentari è quello di calcolare un indice di preferenza (IP) dalla seguente formula:

$$IP = \frac{P.U.i}{P.D.i}$$

dove P.U.i è la proporzione (o percentuale) di uso del tipo i-esimo della risorsa e P.D.i è la proporzione (o percentuale) di disponibilità dello stesso tipo. L'indice assume valori uguali a 1 quando l'uso è a pari alle disponibilità, <1 quando l'uso è inferiore alla

disponibilità e >1 quando l'uso è superiore alla disponibilità. È possibile verificare la significatività degli scostamenti dall'ipotesi Ho di non selezione mediante il calcolo di intervalli fiduciali di I.P. Se il valore 1 cade all'interno dell'intervallo fiduciale la differenza non è significativa. Se cade all'esterno la differenza è significativa.

2) Indice di Jacobs. Questo indice indicato per lo studio delle preferenze ambientali, può essere calcolato sia sulle superfici di tipi di habitat inclusi in territori o aree vitali oppure sulle osservazioni di individui o gruppi.

Nel primo caso la formula é:

$$I = \frac{\frac{x_1}{y_1} - \frac{x_2}{y_2}}{\frac{x_1}{y_1} + \frac{x_2}{y_2}}$$

dove x_1 è la superficie del tipo 1 nei territori, x_2 la superficie totale del tipo 1 nell'area di studio, y_1 la superficie totale dei territori e y_2 la superficie totale dell'area di studio.

Nel caso si vogliano utilizzare le osservazioni di animali nei diversi tipi di habitat, la formula diventa:

$$I = \frac{\frac{N_1}{N} - \frac{S_1}{S}}{\frac{N_1}{N} + \frac{S_1}{S}}$$

dove N_1 è il numero di animali osservati nel tipo 1, N il numero totale di animali osservati, S_1 la superficie del tipo 1 nell'area di studio e S la superficie totale dell'aera di studio.

L'indice è compreso tra -1 e +1; assume valori positivi se il tipo di habitat è selezionato, negativi se è evitato e pari a 0 se è utilizzato in proporzione della disponibilità.

3) Test del χ^2 e intervalli fiduciali di Bonferroni. Questo metodo, piuttosto laborioso, è però di grande utilità a causa della sua intrinseca precisione statistica. Il procedimento è il seguente:

a) si confrontano le frequenze osservate (f.o.) degli animali nei diversi tipi di ambiente con le frequenze attese (f.a.) in base all'ipotesi per cui gli animali utilizzino l'ambiente in base alla disponibilità. Il confronto viene effettuato mediante il test del χ^2

$$\chi^2 = \sum \frac{(f.o. - f.a.)^2}{f.a.}$$

dove f.a. = P.D. · N

dove P.D. è la proporzione di disponibilità di ogni tipo di habitat e N il numero totale di osservazioni.

b) Se il χ^2 raggiunge valori statisticamente significativi ($P<0.05$) si procede al calcolo degli intervalli fiduciali secondo la formula di Bonferroni:

$$pi - Z_{\alpha/2k} \sqrt{pi\ (1-pi)/n} \leqslant pi \leqslant pi + Z_{\alpha/2k} \sqrt{pi\ (1-pi)/n}$$

dove Pi è la produzione di utilizzo del tipo di habitat i-esimo, α è il livello di probabilità fissato a priori allo 0,05, K il numero di tipi di habitat. $Z_{\alpha/2k}$ è il valore tabulare normale standard corrispondente all'integrale di probabilità a una coda di $\alpha/2k$ e n il numero totale di osservazioni.

c) Calcolati gli intervalli fiduciali delle proporzioni di uso per ogni tipo di habitat (o per ogni categoria alimentare) si verifica se le corrispondenti proporzioni di disponibilità cadono all'interno o all'esterno dell'intervallo. Se cadono all'interno la differenza tra uso e disponibilità non è significativa, se cadono all'esterno la differenza è significativa ($p<0,05$).

4) Metodo di Johnson. Questo metodo è applicabile solo se gli individui della popolazione oggetto di studio possono essere distinti individualmente, quindi se vi sono animali marcati oppure se vengono mappati territori o aree vitali individuali.

I tipi di habitat (o le categorie alimentari) vengono ordinati in ranghi di uso e in ranghi di disponibilità (il rango 1 è il più elevato). Si calcolano per ogni individuo le differenze tra ranghi di uso e di disponibilità e poi la media delle differenze di ogni tipo.

Se la differenza è negativa indica un uso superiore alla disponibilità. Per evidenziare se tra i diversi tipi di habitat (o categorie alimentari) le medie delle differenze abbiano differenze significative, e quindi se vi siano differenze nell'uso dei tipi di habitat, si ricorre a un'analisi della varianza (F di Snedecor) e successivo calcolo delle differenze minime significative allo 0,05 e allo 0,01 per confronti a coppie.

Questo metodo, essendo un metodo non parametrico, ha il grande vantaggio di non risentire del numero di tipi di habitat (o categorie alimentari) individuati ma non è utilizzabile quando non si possono distinguere individualmente gli animali.

Nelle Tabelle da VIII a XI sono esposti alcuni esempi di analisi delle preferenze ambientali condotte con i metodi sopra citati.

Conclusioni

La valutazione dell'idoneità ambientale e quindi della qualità dell'habitat, prevede certamente procedure complesse e soprattutto una disponibilità di informazioni sull'ecologia delle specie che spesso mancano o sono incomplete. Occorre quindi stimolare i ricercatori che si occupano di questi problemi a intraprendere ricerche ecologiche di base su singole specie e associazioni di specie. Nel frattempo è ugualmente necessario, per organizzare la gestione faunistica arrivare a classificazioni anche approssimative del territorio per gradi di idoneità. È possibile adottare metodi sintetici di valutazione dell'idoneità ambientale che si fondano o sulla misurazione di poche variabili importanti per la fauna o sull'esperienza del ricercatore che utilizza le informazioni disponibili per arrivare a valutazioni di tipo qualitativo o semi-quantitativo. Il metodo nelle linee più generali è rappresentato dallo schema di figura 2. Secondo questo schema il punto centrale e scopo del procedimento è la classificazione del territorio per gradi di idoneità (non si pretende quindi di arrivare ad una valutazione precisa della qualità dell'habitat). A questo si può arrivare attraverso una preventiva analisi del territorio che permetta di individuare comprensori omogenei dal punto di vista ambientale e faunistico, ai quali

viene attribuito un valore di idoneità per le specie che ci interessano secondo una scala predeterminata. Una strada alternativa deriva dall'assemblaggio delle informazioni disponibili sulle esigenze ecologiche delle specie e sull'influenza che le variabili ambientali hanno sulle popolazioni di queste.

In questo modo è possibile definire la disponibilità di risorse per le singole specie e quindi il grado di idoneità del territorio.

TABELLA I - Risultati dell'analisi discriminante per l'assenza (gruppo 1) e presenza (gruppo 2) di coppie di Starna. N = 77.

Variabili ambientali	Coeff. Standardizzati		
Colture arate	0.004		
Colture arboree	0.720	Eigenvalue	0.211
Cespugliati	0.217	Corr. Can.	0.417
Siepi	0.232	χ^2	13.855
H. Shannon	0.640	P	0.016

Oss. classificate correttamente
gruppo 1 68.7%
gruppo 2 65.6%

TABELLA II - Risultati dell'analisi discriminante su 2 classi di densità di coppie di Starna (gruppo 1 < 5 coppie/Km^2; gruppo 2 > 5 coppie/Km^2) N = 77

Variabili ambientali	Coeff. standardizzati		
Boschi	-0.652		
Cespugliati	0.174	Eigenvalue	0.452
Siepi	0.089	Corr. Can.	0.558
Frane	0.092	χ^2	26849
Filari	0.323	P	0.0001
H. Shannon	0.719		

Oss. classificate correttamente
gruppo 1 77.4%
gruppo 2 80.0%

TABELLA III - Risultati dell'analisi discriminante su 4 classi di densità di coppie di Starna (gruppo 1 = 0 coppie/Km²; gruppo 2 = 1-5 coppie/Km²; gruppo 3 = 6-10 coppie/Km²; gruppo 4 = > 10 coppie/Km²) N = 77

Variabili ambientali	Coefficienti standardizzati 1	2	3
Boschi	-0.543	-0.332	0.502
Colture arboree	-0.057	0.186	0.852
Cespugliati	-2.209	0.332	0.035
Siepi	0.501	-0.104	0.151
Frane	-0.726	0.383	-0.369
Filari	0.539	-0.038	-0.326
H. Shannon	0.438	0.656	0.378

Funzione	E.V.	% rel.	Corr. Can.	χ^2	P
1	0.638	51.0	0.624	70.77	0.0000
2	0.511	40.8	0.581	35.97	0.0003
3	0.102	8.2	0.305	6.88	0.2297

Osservazioni classificate correttamente
gruppo 1 62.5%
gruppo 2 47.8%
gruppo 3 70.0%
gruppo 4 80.0%

TABELLA IV - Regressioni multiple tra densità autunnali di lepri di tre ambienti e variabili ambientali (A = pianura irrigua N = 36; B = pianura asciutta N= 19; C = collina N = 9)

Variabili ambientali	Coefficienti parziali di regressione (E.S.) A	B	C	A+B+C
Riso	-0.01(0.00)**	–	–	-01(0.00)***
Cereali autunnali	–	-0.03(0.01)*	0.01(0.01)	0.01(0.00)
Erba medica	–	-0.02(0.01)*	0.01(0.00)	–
Colture arboree	0.01(0.00)**	–	–	0.01(0.00)*
Veget. erbacea	0.35(0.18)*	0.13(0.09)	–	–
Veget. naturale	–	–	-0.02(0.01)*	–
Lunghezza bordi	-0.12(0.05)***	-0.05(0.03)***	–	-0.03(0.01)*****
H. Shannon	-0.23(0.21)	-1.46(0.42)****	–	-0.38(0.14)**
Dim. media campi	–	0.31(0.09)****	–	-0.12(0.06)*

A:	Cost = 0.12	R^2 = 0.36	E.S. = 0.40	F = 3.76***
B:	Cost = 5.96	R^2 = 0.69	E.S. = 0.19	F = 4.17**
C:	Cost = 1.57	R^2 = 0.83	E.S. = 0.17	F = 6.53*
A+B+C:	Cost = 2.50	R^2 = 0.43	E.S. = 0.35	F = 7.08*****

Livelli di significatività: * P < 0.05 ** P < 0.02 *** P < 0.01 **** P < 0.005 ***** P < 0.001

TABELLA V - Caratteristiche ambientali di due aree della Pianura Padana confrontate per la dinamica di popolazione del Fagiano

	Area A	Area B
Coltivazioni a rotazione	1,9%	69,3%
Pioppeti	92,1%	15,3%
Risaie permanenti	–	6,2%
Vegetazione naturale	5,0%	9,3%
Sviluppo dei bordi	5792 m/km²	8072 m/km²

TABELLA VI - Densità e produttività del Fagiano in due aree di studio della Pianura Padana. Area A qualità dell'habitat povera, Area B qualità dell'habitat elevata (1982-1984)

	Area A	Area B
(*) Densità primaverile	172,5	16,0
% di femmine riprodottesi	11,1	14,5
Dimensione media nidiata	5,0	8,6
Rapporto juv./ad.	0,3	0,8
(*) Densità dei giovani	71,9	17,5

(*) n° individui per km²

TABELLA VII - Modello di dinamica annuale della popolazione della Pernice rossa in tre fasce altimetriche dell'Appennino settentrionale (A = bassa collina fino a 400 m s.l.m.; B = media collina da 400 a 700 m s.l.m.; C = montagna sopra i 700 m s.l.m.)

	A	B	C
Popolazione ripr. (coppie)	50	50	50
% di insuccesso	57,6	48,7	56,6
N. di covate a termine	21	26	22
N. medio di uova/covata	11,1	11,3	12,5
% di schiusa	91,1	91,4	86,2
Nascite (n. medio/nidiata)	212(10,1)	269(10,3)	237(10,8)
Mortalità giovanile % (60 gg.)	42,3	38,2	27,1
N. juv. a maturità	122	166	173
Mortalità adulti %	56,3	44,7	56,5
Consistenza estiva (ind.)	166	221	216
Mortalità invernale %	28,9	37,9	46
Consistenza pri.succ. (ind.)	118	137	117

TABELLA VIII - Preferenze ambientali delle coppie, nidiate e gruppi invernali di Starna valutate mediante il calcolo dell'indice di Jacobs

Categorie ambientali	Coppie	Nidiate	Gruppi invernali
Colture arate	0,2	-0,05	0,06
Vigneto	0,02	-0,3	-0,2
Bosco	-1	-0,06	-0,4
Vegetazione pioniera erbacea e cespugliare	-1	0,3	-0,4
Aree urbane e strade	-0,4	-0,7	-0,4
Siepi alberate e arbustate	0,05	0,4	0,1
Incolto	0,4	0,6	0,8

TABELLA IX - Confronto tra frequenze osservate (f.o.) e frequenze attese (f.a.) per la valutazione delle preferenze ambientali nella Starna (test χ^2)

		COPPIE		ISOLATI		GRUPPI	
	(*) P.D.	f.o	f.a.	f.o.	f.a.	f.o.	f.a.
Colture arate	0,40	81	83	24	25	59	55
Vigneti e frutteti	0,33	56	69	16	20	27	45
Boschi	0,11	12	23	3	7	7	15
Vegetazione pioniera e incolti	0,12	27	25	8	7	18	17
Siepi	0,04	32	8	11	3	27	6
TOTALI		208	208	62	62	138	138
		$\chi^2 = 79,92$		$\chi^2 = 25,59$		$\chi^2 = 85,32$	
		$P < 0,001$		$P < 0,001$		$P < 0,001$	

(*) P.D. = proporzione di disponibilità

TABELLA X - Intervalli fiduciali simultanei di Bonferroni per la valutazione delle preferenze ambientali nella Starna (proporzione di uso attesa = proporzione di disponibilità)

	COPPIE (N = 208)		
	Proporzione di uso attesa	Proprorzione di uso osservata P_i	Intervalli di Bonferroni per P_i
Colture arate	0,402	0,389	$0,302 \leq P_1 \leq 0,476$
Vigneti e frutteti	0,331	0,269	$0,190 \leq P_2 \leq 0,384$
Boschi	0,107	0,058	$0,016 \leq P_3 \leq 0,100$*
Veg. pioniera + incolti	0,123	0,130	$0,070 \leq P_4 \leq 0,190$
Siepi	0,037	0,154	$0,090 \leq P_5 \leq 0,218$*

	ISOLATI (N = 62)		
	Proporzione di uso attesa	Proprorzione di uso osservata P_i	Intervalli di Bonferroni per P_i
Colture arate	0,402	0,387	$0,288 \leq P_1 \leq 0,546$
Vigneti e frutteti	0,331	0,258	$0,115 \leq P_2 \leq 0,401$
Boschi	0,107	0,048	$0 \leq P_3 \leq 0,117$
Veg. pioniera + incolti	0,123	0,129	$0,019 \leq P_4 \leq 0,239$
Siepi	0,037	0,177	$0,052 \leq P_5 \leq 0,229$*

	GRUPPI (N = 138)		
	Proporzione di uso attesa	Proprorzione di uso osservata P_i	Intervalli di Bonferroni per P_i
Colture arate	0,402	0,427	$0,319 \leq P_1 \leq 0,535$
Vigneti e frutteti	0,331	0,196	$0,109 \leq P_2 \leq 0,283$
Boschi	0,107	0,051	$0,003 \leq P_3 \leq 0,099$*
Veg. pioniera + incolti	0,123	0,130	$0,056 \leq P_4 \leq 0,204$
Siepi	0,037	0,196	$0,109 \leq P_5 \leq 9,283$*

* Differenza al livello di significatività dello 0,05

TABELLA XI - Valori medi delle differenze tra ranghi di uso e disponibilità per i territori primaverili-estivi e le aree vitali del Colino della Virginia

Habitat	1985 N = 11	1986 N = 26	1987 N = 33	Medie N = 70	Inverno 85-86 N = 6
bosco	2,2	2,1	2,8	2,4	0,5
incolto	-0,6	-0,8	-0,9	-0,8	-2,2
pioppeto	2,0	2,9	2,4	2,5	2,5
prato	1,4	1,6	0,7	1,2	1,3
mais	2,6	3,4	3,7	3,2	2,7
cereali inv.	0,09	0,3	0,0	0,1	0,2
riso	2,0	4,0	2,8	2,9	2,0
soia	–	0,7	2,9	1,8	–
F di Snedecor	F=1,46	F=2,65	F=2,53	–	F=2,85
livello di signif.	n.s.	P < 0,01	P < 0,01	–	P < 0,05

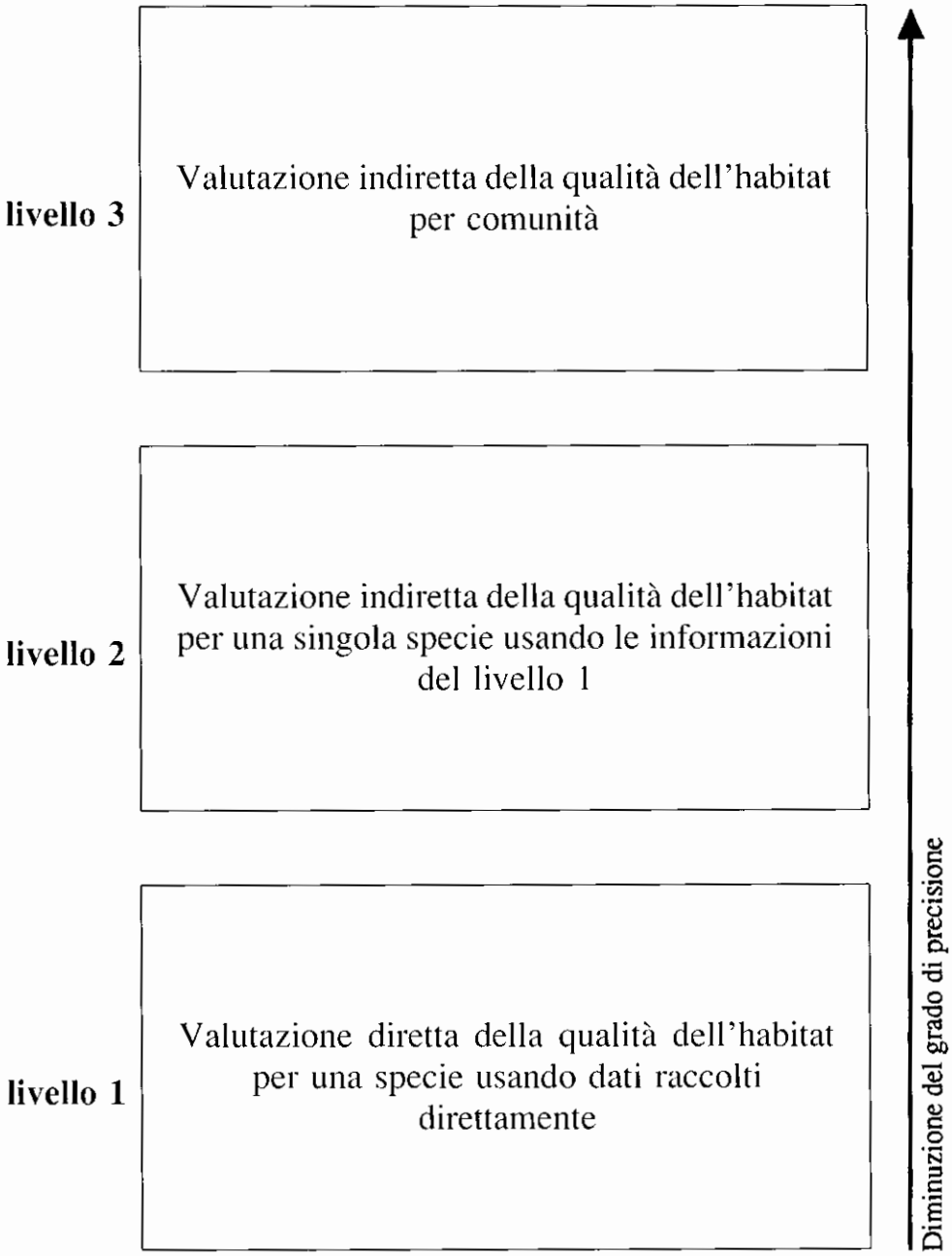


Figura 1: Livelli gerarchici nella valutazione della qualità dell'habitat

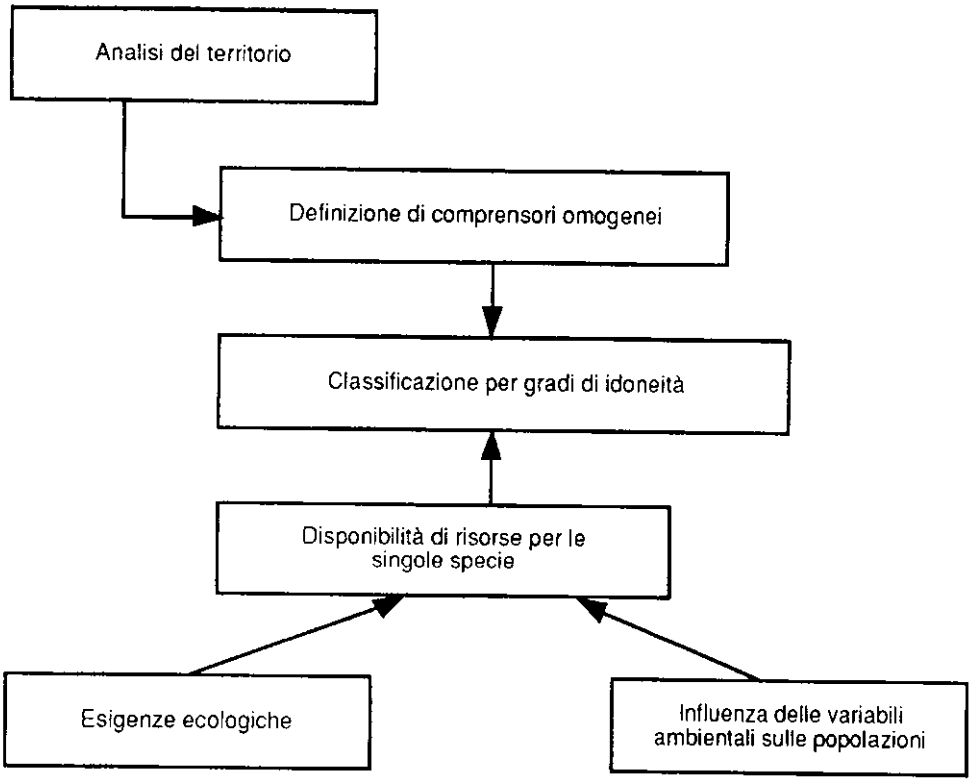


Figura 2: Procedimento generale per la valutazione dell'idoneità ambientale

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

R. Cocchi

IDENTIFICAZIONE, VALUTAZIONE E CONTROLLO DEI DANNI CAUSATI DALLA FAUNA SELVATICA AGLI AMBIENTI AGRARI

Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "A. Ghigi"
Via Cà Fornacetta, 9 - 40064 Ozzano Emilia (Bologna)

1. Origine del problema e sue basi biologiche

Il conflitto tra il genere umano e gli animali selvatici trova origine agli albori della vita sul nostro pianeta allorquando la lotta per la sopravvivenza imponeva una continua contesa tra le parti dagli esiti spesso incerti. Con il passare del tempo si è andato però delineando, in maniera sempre più evidente, il predominio dell'ingegno umano che, grazie al continuo affinamento di tecniche atte allo sfruttamento delle risorse naturali, è riuscito a disporre delle varie componenti biotiche ed abiotiche in un vincolo sempre più pressante.

Le tecnologie oggigiorno disponibili hanno consentito la massiccia e rapida trasformazione di aree, una volta naturali, ora invece destinate ad impieghi produttivi di vario genere (urbanizzazione, insediamenti turistici, agricoltura intensiva, forestazione di tipo industriale, infrastrutture e servizi vari). Questa sottrazione e alterazione di ambienti ha indotto una innaturale selezione in senso restrittivo nei confronti di una notevole quantità di selvatici determinando effetti nefasti per ciò che riguarda sia la consistenza delle popolazioni sia l'ampiezza degli areali di distribuzione.

A questa generalizzata tendenza alla rarefazione di un considerevole numero di popolazioni, imputabile alla venuta meno di habitat adatti, si contrappone l'esplosione numerica di alcune, poche, specie in grado di adattarsi con successo alle modificazioni degli elementi fisionomici del territorio apportate nel corso dei secoli da miopie politiche votate esclusivamente al progresso economico. Non di meno vanno ricordati altri fattori che contribuiscono alla determinazione di situazioni di artificiosa perturbazione degli equilibri naturali. In proposito gli esempi possono essere diversi; tra gli altri si possono menzionare le disponibilità di fonti trofiche, soprattutto di origine urbana ed industriale (discariche di rifiuti e scarti di produzione di allevamenti di bestiame), che possono costituire elementi favorenti un innaturale incremento di alcune specie selvatiche. D'altra parte anche la rarefazione di alcuni competitori specifici o predatori naturali, non consentendo un'equilibrata presenza delle diverse componenti i livelli trofici propri delle biocenosi naturali, vanifica la loro importante opera di controllo biologico. Anche nell'ambito della gestione faunistico-venatoria del territorio sono individuabili alcune pratiche che favoriscono artificiosamente la presenza di alcune specie selvatiche. Le operazioni di "lancio" di ingenti contingenti di selvaggina d'allevamento, stressata e per nulla abituata a superare le insidie della vita in natura, finiscono per favorire, oltre che i cacciatori di poche pretese, alcuni predatori specializzati nell'approfittare di così facili bocconi.

Il contributo di tutti questi elementi ha determinato l'alterazione degli originari equilibri propri dei nostri ecosistemi indirizzandoli verso situazioni di alterazione ecolo-

gica in cui possono prendere il sopravvento alcune specie di animali selvatici in grado di trarre beneficio da condizioni ambientali poco favorevoli per la gran parte della vita selvatica. È in questo scenario che trae origine e si manifesta il problema dei danneggiamenti arrecato da tali specie nei confronti delle attività di interesse economico e non.

Tra le conseguenze indotte da una tale situazione vanno emergendo con crescente frequenza, da un lato, questioni inerenti il pregiudizio della sanità pubblica (zoonosi trasmesse all'uomo) e della sicurezza in alcuni contesti localizzati nello spazio (aree aeroportuali), e, dall'altro, i problemi connessi all'utilizzo, da parte di alcune specie o popolazioni selvatiche, di fonti trofiche presenti in abbondanza, concentrate e disponibili nel tempo con facilità (produzioni agricole, allevamenti ittici e di bestiame domestico).

Per ciò che concerne in particolare questo ultimo aspetto pare valga la pena osservare come l'approccio con cui si può affrontare questo genere di problematiche risulti tutt'altro che univoco dipendendo da una serie di fattori culturali, etici, professionali e, ultimo ma per questo non meno importante, economici.

In particolare per ciò che si riferisce proprio al danno nei confronti di attività economiche il problema pare ruotare attorno alla volontà e capacità di realizzare efficaci interventi di contenimento e/o risarcimento dei danni. In tale disputa si scontrano da una parte i produttori e dall'altra lo Stato e, per questo, i suoi Organi periferici demandati in materia di gestione faunistica e chiamati in causa dalla normativa nazionale (legge 968/77) che definisce la fauna selvatica patrimonio indisponibile dello Stato.

2. *Specie responsabile e attività antropiche interessate.*

In tabella 1 è riportato l'elenco delle specie selvatiche responsabili delle più frequenti segnalazioni di danni alle attività antropiche suddivise per settori di attività.

Come si può facilmente osservare il comparto agricolo non è l'unico settore interessato dal problema. Riguarda anche l'allevamento del bestiame, soprattutto a livello di piccoli allevamenti familiari di animali da cortile, fatti oggetto di prelievi da parte di volpi e, secondariamente, di Mustelidi. Anche a carico di allevamenti di bestiame tenuti al pascolo allo stato brado vengono segnalati attacchi da parte di lupi e/o cani rinselvatichiti. Pure il settore dell'allevamento ittico risulta interessato dal problema. In questo ambito sono soprattutto gli allevamenti intensivi di pesce, caratterizzati da forti concentrazioni di fauna ittica addensata all'interno di vasche di allevamento artificiali, ad essere colpiti da asporti economicamente anche rilevanti ad opera di diverse specie di uccelli ittiofagi. Sotto il profilo del nocumento all'igene e sanità pubblica si possono verificare situazioni critiche causate da specie ornitiche che costituiscono vettori di propagazione di malattie sia all'uomo, particolarmente in ambiti urbani, sia agli animali domestici stabulati in ricoveri fissi. La pubblica incolumità può invece risultare compromessa ad esempio nelle aree aeroportuali allorquando colonie di uccelli solite radunarsi in ambienti aperti (gabbiani, storni, corvidi, pavoncelle, ecc.), disturbano le delicate manovre di atterraggio e decollo. Specie quali la nutria e il tasso si sono altresì rese responsabili della manomissione di arginature di canali pensili utilizzati per la regimazione delle acque di scolo. Infine il prelievo nei riguardi del patrimonio faunistico operato da alcuni predatori opportunistici (principalmente Corvidi, volpe e cinghiale) non manca di destare preoccupazioni. A questo riguardo va osservato come qui più che altrove la quantificazione del danno risulti questione piuttosto controversa e comunque di difficile valutazione. Se da un lato è pur vero che questi predatori svolgono un ruolo insostituibile quali selettori

naturali nei confronti di esemplari debilitati, malati, e comunque non in grado di sopportare le insidie dell'ambiente, è anche verosimile che una loro eccessiva presenza determini, in una certa misura, un'azione limitante la completa espressione del potenziale biotico proprio di alcune specie selvatiche.

3. Danni all'agricoltura

L'art. 12 della legge quadro nazionale 968/77 dispone che l'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina esprima un parere tecnico in merito alle richieste di limitazione numerica di popolazioni selvatiche nel caso in cui "moltiplicandosi eccessivamente arrechino gravi danni alle colture agricole, al patrimonio faunistico e alla piscicoltura, alterando l'equilibrio naturale". In riferimento a tale disposizione legislativa si riportano in tabella 2 il numero e l'incidenza percentuale delle principali specie o gruppi di specie responsabili di danno ad attività agricole nel periodo 1979-83 per le quali è stato richiesto un intervento di contenimento numerico. La graduatoria d'importanza relativa che emerge da tale tabulato, pur non risultando esaustiva in quanto limitata ai casi di richiesta di intervento di controllo diretto e alle sole specie oggetto di caccia di cui all'art. 11 della suddetta legge, fornisce tuttavia un quadro tutto sommato sufficientemente realistico per ciò che concerne la graduatoria d'importanza relativa di selvatici ritenuti più dannosi.

Il cinghiale, con poco più di un quarto del totale delle segnalazioni, si colloca al primo posto tra le specie selvatiche per le quali sono stati richiesti interventi di controllo numerico. Questo Suide sta effettivamente conoscendo un periodo di notevole espansione del proprio areale di distribuzione e della consistenza degli effettivi soprattutto a livello di comprensori del medio ed alto Appennino spingendosi, in alcuni casi, fino a ridosso delle zone pianeggianti. In tali contesti ambientali i residui appezzamenti, spesso di modeste dimensioni, ancora coltivati a mais, patata, cereali autunnali, vigneto e prati risultano particolarmente esposti al prelievo da parte del cinghiale. Le ragioni dell'espansione di questa specie vanno ricercate, oltre che nella sua naturale prolificità, negli incrementati margini di espansione dell'areale determinati dall'abbandono di terreni marginali e in una reiterata politica di immissione di soggetti, in parte, appartenenti a sottospecie esotiche e, in parte, frutto di ibridazione con suini domestici. Va altresì sottolineato come la ridotta dimensione media della proprietà fondiaria, tipica di queste zone svantaggiate, contribuisca a rendere il problema cinghiale particolarmente sentito dalle locali popolazioni rurali a causa dell'incidenza indotta da questi prelievi su di un'economia agricola particolarmente stentata.

Storno, passeri e tordi risultano nocivi principalmente all'epoca della maturazione dei frutti di alcune colture arboree specializzate. L'entità del danno risulta particolarmente consistente all'interno di comprensori interessati da una produzione su larga scala di frutta di pregio come è il caso della Provincia di Modena per ciò che riguarda la produzione di ciliege o della Toscana e della Puglia per i prelievi su olive ed uva. Lo storno è la specie che determina i maggiori problemi a causa anche del transito e della sosta, in periodo di maturazione di queste tipiche produzioni autunnali, di contingenti di passo che, sommandosi a quelli stazionari, contribuiscono ad incrementare la consistenza dei prelievi.

Il coniglio selvatico determina asporti soprattutto sui cereali a semina invernale e sulle culture foraggere oltre che rosure sulla corteccia di piantagioni di pioppo da industria. Il danno prodotto da questo Lagomorfo risulta generalmente localizzato in quei contesti ambientali di pianura dove si concentrano colonie costituite da un numero consistente di individui.

Nel complesso la famiglia dei Corvidi occupa la quarta posizione nella graduatoria di dannosità. La cornacchia grigia e la gazza sono le specie responsabili del più elevato numero di casi segnalati. Si tratta di uccelli che, grazie all'ampia valenza ecologica e alla varietà di regime trofico, sono stati in grado di ben adattarsi alle profonde trasformazioni degli ecosistemi agrari. È soprattutto nelle aree golenali della pianura padana e in alcuni comprensori di pianura e collina del centro Italia che le due specie riescono a sfruttare tutta una serie di risorse trofiche disponibili, in parte originate da rifiuti (discariche, scarti di allevamenti, macro detrito organico flottante dei corsi d'acqua) e, in parte, di origine agricola (mais, riso, soia, alcune colture ortive, frutta rossa, ecc.).

Anche il fagiano, sebbene oggetto di un consistente prelievo venatorio, può determinare danni a carico delle semine di cereali autunnali e di colture sarchiate primaverili (mais, bietola, soia). Non a caso gli ambiti territoriali in cui più frequenti risultano i casi di danneggiamento sono costituiti da aree precluse all'esercizio venatorio per fini di protezione o produzione della fauna selvatica (oasi di protezione della fauna e zone di ripopolamento e cattura) interessate da un'agricoltura di tipo intensivo.

La lepre può nutrirsi di essenze erbacee coltivate di vario genere (erba medica, trifoglio, foraggere varie, cereali allo stadio verde, giovani plantule di soia, ecc.) ma il danno che la rende particolarmente invisa agli agricoltori è lo scortecciamento e la cimatura di tronchi e rami di giovani piante da frutto. I danneggiamenti riguardano principalmente il melo, il pero, il pesco e il pioppo in periodo invernale e con presenza di copertura nevosa. Attacchi massicci e prolungati possono determinare la morte delle giovani piante colpite. Le segnalazioni di danni provocati dal germano reale e da anatre germanate riguardano essenzialmente alcuni comprensori piemontesi e lombardi interessati dalla coltivazione del riso su estese superfici. Anche la gallinella d'acqua opera asporti di un certo rilievo economico sebbene piuttosto localizzati nello spazio e nel tempo (periodo invernale). Si citano, in proposito, i prelievi a carico delle marcite lombarde e radicchio in coltura precoce nella pianura veneta.

Giungono inoltre con crescente frequenza segnalazioni di danni prodotti dalla tortora dal collare orientale alle colture sarchiate estive (girasole in particolare) e dalla nutria su barbabietola, mais e colture ortive. Si tratta in entrambi i casi di specie selvatiche non incluse nell'elenco delle specie cacciabili e pertanto non passibili di interventi di limitazione numerica. Mentre però nel caso della tortora si assiste ad una colonizzazione naturale di alcuni comprensori del settore nord orientale del Paese conseguente ad una espansione dell'areale di distribuzione della specie, il caso della nutria è completamente diverso perché si tratta di specie esotica importata in Italia a scopo di allevamento e poi naturalizzata a seguito di liberazioni abusive dai recinti di allevamento. In tabella 3 si riporta una sintesi delle principali coltivazioni passibili di danneggiamento e delle relative specie selvatiche potenzialmente responsabili di prelievo.

4. Filosofia degli interventi di contenimento dei danni

Prima di addentrarci nell'analisi della casistica concernente i diversi strumenti utilizzabili allo scopo di limitare fisicamente i danni o di renderli economicamente sopportabili, pare necessario spendere alcune parole sulla filosofia che, a nostro giudizio, dovrebbe ispirare un corretto approccio alla problematica e la conseguente scelta del/degli strumenti operativi più idonei.

Innanzi tutto la valutazione cui pare si debba porre prioritaria attenzione è quella riguardante il grado di pericolosità insita nel danno arrecato o in quello potenzialmente arrecabile. In tale ottica si dovranno valutare con la necessaria obiettività le attività e

le strutture messe a repentaglio nonché i soggetti a rischio (persone, animali, coltivazioni, cose). È nostra convinzione che situazioni di particolare rischio vadano affrontate facendo astrazione da valutazioni etiche e comunque subordinando queste all'adozione di misure che consentano di risolvere il problema nella maniera più rapida ed efficace possibile. È con tale spirito che andrebbero affrontate le situazioni di pregiudizio della pubblica incolumità come ad esempio i citati casi di rischio determinati da alcune specie ornitiche nelle aree aeroportuali oppure quelli di pregiudizio della stabilità di canali pensili con conseguente rischio di esondazioni.

Nei casi invece in cui i soggetti a rischio non siano rappresentati da persone fisiche e dove il nocumento riguardi attività produttive di vario genere vanno considerati due ordini di aspetti. Innanzitutto il valore ecologico della specie causa del danno, mediante la valutazione del suo status generale e locale in termini di consistenza e dinamica della popolazione. Nel caso, ad esempio, di specie particolarmente protette va ovviamente evitato qualunque intervento di limitazione numerica preferendo la liquidazione, in tempi rapidi, di congrui indennizzi monetari per i danni effettivamente arrecati alle produzioni economiche. D'altro canto va pure valutata l'entità del danno, sia sotto il profilo economico che ecologico. Del primo aspetto si avrà modo di trattare diffusamente in uno dei prossimi capitoli; per ciò che riguarda invece il nocumento di tipo ecologico le situazioni più ricorrenti vanno ricondotte ad episodi di predazione a carico di specie rare che ne pregiudichi la sopravvivenza oppure alla necessità di operare un temporaneo controllo di alcuni competitori specifici nell'ambito di piani di introduzione o reintroduzione di specie rare al fine di garantire uno stabile e duraturo insediamento di nuove popolazioni.

In subordine ai punti sin qui trattati vi sono una serie di altri fattori meritevoli di considerazione allorquando si debba procedere alla scelta di un metodo d'intervento piuttosto che di un'altro. Tra questi anche la gestione faunistico-venatoria attuata sul territorio può essere utilizzata a questo scopo. Così ad esempio il danno prodotto da un'eccessiva presenza di fagiani o lepri all'interno di ambiti di produzione può essere efficacemente limitato attraverso un incremento del numero di esemplari catturati. Persino l'esercizio venatorio potrebbe, teoricamente, prestarsi per limitare i danni a carico del settore agricolo all'interno di zone di caccia. Si potrebbe intervenire mediante la fissazione, a livello di singole unità di gestione, di piani di prelievo che tengano conto anche dell'esigenza di operare diradamenti a carico di popolazioni che determinano danni.

5. Gli strumenti d'intervento

Le linee d'intervento, ed i relativi strumenti operativi, che risultano realisticamente impiegabili allo scopo di contenere le principali tipologie di danno possono essere suddivise come segue: a) prevenzione; b) protezione delle colture; c) limitazione numerica delle popolazioni dannose; d) programmazione delle presenze sul territorio; e) risarcimento monetario.

Con il termine di prevenzione si intendono una serie di interventi volti alla rimozione di quei fattori ambientali che, favorendo in modo innaturale alcune specie, possono facilitare il verificarsi di asporti. È questo il caso ad esempio delle discariche di rifiuti non controllate e distribuite in maniera puntiforme sul territorio o degli scarti di allevamento. È nostra convinzione che alla rimozione di queste situazioni vada data la più vasta attuazione trattandosi di operazioni che, non presentando alcuna controindicazione di sorta, risultano correttamente finalizzate verso un concreto riequilibrio degli ecosistemi e come tali inseribili di diritto in qualsiasi contesto di attiva gestione faunistica del territorio.

Per ciò che invece concerne i sistemi di protezione delle coltivazioni e di quant'altro passibile di danneggiamento ad opera di selvatici si riportano in tabella 4 alcune tra le tecniche di più frequente impiego corredate da un giudizio circa l'efficacia d'azione ed il costo.

Purtroppo risultano piuttosto scarsi i metodi che abbinano costi contenuti e una buona efficacia d'azione. In linea di massima si ritiene comunque che particolare attenzione vada riposta nella sperimentazione, messa a punto e divulgazione delle più promettenti tipologie d'intervento poiché possono sicuramente contribuire a contenere alcune specifiche situazioni di danno.

Gli interventi di limitazione numerica a carico di esemplari responsabili di danneggiamenti, attuati mediante operazioni di cattura o abbattimento di un certo numero di soggetti, costituiscono un'ulteriore possibilità operativa da attuarsi, di norma, come estrema *ratio* nei casi in cui non risulti possibile dare corso ad altre forme d'intervento o quando queste non forniscano i risultati sperati. La realizzazione di questi piani va tuttavia subordinata all'acquisizione e alla valutazione di alcuni indispensabili requisiti cognitivi quali la stima dell'ammontare dei danni e la conoscenza della densità e della dinamica della popolazione responsabile del danno.

Per ciò che attiene poi la realizzazione degli interventi vanno rispettati alcuni precisi vincoli. In particolare le modalità d'intervento devono garantire la massima efficacia e selettività d'azione, i tempi devono essere i più opportuni, in relazione anche al potenziale disturbo nei riguardi di specie non bersaglio, infine il personale incaricato delle operazioni deve fornire garanzie di elevata professionalità. Circa l'efficacia di questi metodi va detto che sono in grado di contenere le azioni di danneggiamento a livello locale e per periodi di tempo di norma limitati, non si configurano tuttavia come strumento risolutore poiché non incidono sulle cause che stanno alla base del verificarsi di certe situazioni di squilibrio faunistico. Nella maggioranza dei casi si tratta quindi di provvedimenti tampone capaci di contenere il problema nell'ambito delle superfici oggetto dell'intervento e per periodi di tempo contenuti.

Altro strumento utilizzabile allo scopo di prevenire il verificarsi di situazioni critiche sotto il profilo del danno arrecabile ad attività di primaria rilevanza economica è costituito dalla programmazione della presenza e della consistenza di certe specie di fauna selvatica potenzialmente dannose.

Si tratta di stabilire, a priori e a livello di singole unità di gestione, innanzi tutto la compatibilità tra la presenza di tali specie e le molteplici attività presenti sul territorio e, in secondo luogo, di valutare il carico massimo di densità compatibile con le attività produttive esistenti. Una volta fissata e raggiunta questa sorta di "densità faunistica sostenibile" si tratta di focalizzare gli interventi di contenimento numerico ai casi di sconfinamento in aree non idonee e alle situazioni di sovrannumero. Evidentemente anche le eventuali iniziative di immissione (ripopolamento, introduzione, reintroduzione) dovranno sottostare ad un'analoga valutazione di compatibilità. La realizzazione di una tale programmazione delle presenze faunistiche, relativamente a specie potenzialmente dannose nei riguardi di attività economiche, è stata proposta nel caso del cinghiale mediante il ricorso ad una sonizzazione del territorio che prevede, a fianco di aree dove la specie vada esclusa in forma coattiva, altre in cui la densità vada controllata e mantenuta entro determinati limiti e altre infine dove la specie non abbia alcun vincolo ad una naturale espansione.

Sebbene il risarcimento monetario dei danni costituisca strumento potenzialmente in grado di contribuire a fronteggiare il problema, soprattutto nei casi in cui risulti possibile procedere ad una attendibile stima economica del danno, esso risulta, allo stato attuale, sotto utilizzato, e quand'anche impiegato, non immune da critiche riguardanti

soprattutto la scarsità di risorse finanziarie disponibili, la mancanza di tempestività nell'erogazione dei rimborsi e la non sempre incontrovertibile equità delle stime. Il ricorso a questo sistema d'intervento può essere affiancato, nella maggioranza dei casi, ad altre tipologie d'intervento (protezione delle colture e limitazione numerica) oppure applicato in forma preferenziale ed esclusiva (danni provocati da specie rare o protette).

6. Entità economica del danno e casi di sua possibile stima

Da un punto di vista economico-estimativo per danno si deve intendere qualsiasi evento che provochi una variazione in senso restrittivo del valore capitale di un bene e/o dei redditi futuri percepibili dal bene stesso.

Ne deriva che il danno materiale totale subito da un bene sarà costituito dalla somma del costo necessario al ripristino del bene danneggiato, più la capitalizzazione, al momento della stima, dei mancati redditi futuri non più percepibili dal bene in questione.

Il risarcimento rappresenta quel compenso da corrispondere al proprietario del bene economico in grado di metterlo nelle condizioni di ripristinare integralmente la destinazione economica precedente l'evento dannoso.

Con il termine indennizzo si deve invece intendere una copertura solo parziale del danno subito.

Prima di trattare dei requisiti necessari alla formulazione di un corretto giudizio di stima del danno pare utile sottolineare l'utilità di tale procedura non solo come strumento per addivenire ad una corretta ed equa attribuzione di un risarcimento monetario ma anche come metro di riferimento circa la convenienza economica del ricorso allo strumento del risarcimento piuttosto che ad altri metodi d'intervento alternativi a questo.

Si tratta, in altri termini, di utilizzare lo strumento estimativo per valutare se sia economicamente meno oneroso risarcire sistematicamente i danni subiti piuttosto che adottare altri criteri d'intervento quali, ad esempio, la protezione delle colture oppure la limitazione numerica di un certo numero di esemplari qualora ciò risulti biologicamente esenti da rischi.

Purtroppo non tutte le tipologie di danno si prestano a valutazioni di carattere economico-estimativo; quelle che meglio si prestano a questo genere di valutazioni riguardano i danni economicamente quantificabili in maniera oggettiva (agricoltura e, in subordine, piscicoltura, allevamenti di bestiame). Al contrario situazioni di pregiudizio della sanità e dell'incolumità pubblica, interessando beni per i quali un'attribuzione di valore o di rischio sarebbe quanto mai difficoltosa, non si prestano a valutazioni estimative di questo genere.

Ciò non toglie la possibilità che si verifichino situazioni difficilmente valutabili anche nel contesto degli altri settori soprattutto nei casi di mancanza di indizi dovuti all'asporto completo di animali selvatici o allevati (pesci, animali da cortile) da parte di predatori.

Dopo queste necessarie premesse, e facendo espresso riferimento al settore agricolo, vediamo di analizzare, in sintesi, le tappe che devono caratterizzare una corretta procedura di stima di un episodio di danno conclamato.

Le fasi proprie di una procedura di stima riguardano, in prima istanza, una preliminare indagine atta a chiarire la/le cause del danno, dopo di che si potrà procedere ad una quantificazione del danno stesso.

Per ciò che concerne la prima fase si tratta di accertare in che misura la causa del danno sia da ascrivere a specie selvatiche piuttosto che ad altre specie animali o a fattori di altra origine. Al riguardo si può citare la casistica relativa agli esemplari appartenenti a specie semi domestiche e rinselvatichite (cani, gatti, colombi di città, ecc.) che, non

potendo essere assimilati a specie selvatiche per una serie di ragioni di ordine ecologico, sistematico e legale, esulano dalla possibilità di venire risarcite per i danni inflitti. Va considerato al riguardo come la normativa nazionale in materia (legge 968/77) contempli la possibilità di una liquidazione monetaria solo nel caso il danno sia arrecato da specie cacciabili (art. 11 della sopra citata legge). Al fine di accertare in maniera sicura la paternità del danno ci si può avvalere di osservazioni dirette (avvistamenti) o indirette (rinvenimento di feci, impronte, piume, peli, residui di vegetali attaccati, ecc.). Nei casi di danni prodotti da più concause a cui concorra, tra l'altro, una non accurata conduzione agronomica di una data coltivazione imputabile alla negligenza del coltivatore (scarso o inefficace ricorso alla difesa fitosanitaria e alla concimazione) oppure determinati eventi meteorologici (grandine, pioggia, vento, gelo) la determinazione risulta sicuramente più complessa.

Si tratta in questo caso di procedere ad una valutazione distinta del danno totale e ad una quantificazione frazionata.

Per quanto riguarda invece la seconda fase della procedura di stima, quella concernente cioè la quantificazione del danno, appare necessaria l'acquisizione di una prima serie di informazioni propedeutiche (estensione del danneggiamento, sua distribuzione all'interno della coltura, presunta produttività della coltura in assenza di danno, attribuzione di un valore di mercato alla mancata produzione) a ciò si può aggiungere la necessità di assumere altri dati in casi particolari (valutazione di eventuali mancati redditi relativi alle produzioni di anni successivi e determinazione di un appropriato saggio commerciale per lo sconto dei mancati redditi futuri e delle spese al momento del danno).

La scelta del più adatto procedimento di stima risulta strettamente dipendente dal tipo di coltivazione danneggiata. A tal fine bisogna distinguere il danno su colture a ciclo annuale da quello riguardante coltivazioni a ciclo pluriennale, come è il caso delle piante arboree (frutteti, vigneti, oliveti, pioppeti), per i quali la stima del danno può non essere limitata alla minore produzione annuale ma estesa alle ripercussioni a carico della produzione degli anni successivi.

Relativamente alle colture annuali si possono adottare due diversi procedimenti di stima in funzione dello stadio di sviluppo della coltura al momento del danno. Quello cosiddetto dei "frutti pendenti" risulta il più adatto nel caso di danni arrecati su produzioni prossime alla fine del ciclo colturale (maturazione) mentre quello delle "anticipazioni colturali" viene impiegato per danni prodotti all'inizio del ciclo. Nel primo caso si dovrà valutare il valore (quantità moltiplicata per prezzo unitario) della percentuale di prodotto perso al netto delle eventuali spese risparmiate (trasporto al mercato, ecc.), mentre nell'altro si tratta di quantificare le spese sostenute fino al momento del danno relativamente alla porzione danneggiata sottraendo il valore di eventuali produzioni secondarie comunque ottenute.

Qualora si sia proceduto ad una risemina si dovrà decurtare anche il reddito netto (ricavi meno spese) fornito dalla seconda coltura.

Per le colture poliannuali la casistica risulta più vasta in relazione ai diversi stadi di sviluppo delle piante danneggiate e al tipo di danno. I casi più frequenti sono comunque riconducibili ad episodi di danno letale ad un limitato numero di piante in fase improduttiva (1), di danno parziale ad un certo numero di piante in fase improduttiva (2) e di danno letale ad un numero limitato di piante in fase produttiva (3). Le rispettive formule finanziarie per il calcolo del danno sono le seguenti:

$$(1) \qquad \text{Danno} = V_{ss} \cdot \frac{na}{nt} = \left[V_o \left(q^m - 1 \right) + \sum_o^m Sp \right] \cdot \frac{nd}{nt}$$

dove: $\frac{nd}{nt}$ = rapporto piante danneggiate / totale piante:

V_o (q^m - 1) = interesse composto sul valore del terreno dal momento dell'impianto a quello di stima;

$\sum_o^m Sp$ = accumulazione finanziaria al momento m di stima dei costi sostenuti;

$$(2) \qquad \text{Danno} = \sum_m Sp + \sum_m \text{Minori Redd.}$$

dove: $\sum_m Sp$ = accumulazione finanziaria al momento m di stima delle spese previste per la cura;

$\sum_m$ Minori Redd. = accumulazione finanziaria dei minori redditi;

$$(3) \qquad \text{Danno} = \sum_m^n \text{Minori Redd.} \frac{1}{q^{n-m}}$$

dove: $\sum_m^n$ Minori Redd. = accumulazione finanziaria a fine ciclo m dei redditi che si sarebbero ottenuti dalle piante morte, al netto delle minori spese.

$\frac{1}{qn-m}$ = Fattore di anticipazione dalla fine del ciclo (n), al momento del danno (m).

Da queste brevi considerazioni emerge l'esigenza di poter disporre, a livello comprensoriale, di periti estimatori altamente specializzati in materia faunistica ed agraria in grado di svolgere, in maniera professionalmente corretta, questo compito.

7. *Conclusioni*

A conclusione di questa panoramica sui problemi connessi al danno prodotto da esemplari appartenenti alla fauna selvatica, con particolare riguardo a quelli attinenti le coltivazioni agrarie, pare vada sottolineata la necessità di un potenziamento, in termini sia finanziari che strutturali, delle possibilità operative d'intervento. A tal fine riveste

un ruolo prioritario la revisione della attuale normativa in materia che preveda lo stanziamento di adeguate somme in relazione all'ammontare dei danni effettivamente accertati. La normativa dovrebbe altresì consentire l'ampliamento delle possibilità d'intervento relativamente sia ai rami di attività sia alle specie selvatiche potenzialmente perseguibili nel rispetto ovviamente dei principi ecologici di base. Si rammenta che allo stato attuale la possibilità di condurre interventi di limitazione numerica risulta circoscritta ai casi di danno ad attività agricole, al patrimonio faunistico e alla piscicoltura prodotti esclusivamente da specie cacciabili.

Di contro la stessa Direttiva Comunitaria 409/79 relativa alla protezione degli uccelli nei Paesi della Comunità Europea prevede possibilità d'intervento ben più ampie rispetto alla normativa nazionale.

In ambito locale spetterebbe alle auspicate unità di gestione comprensoriali la duplice funzione della scelta delle strategie d'intervento reputate più idonee, sulla base delle valutazioni più sopra indicate, e del rapido ed efficace intervento.

Infine per ciò che riguarda gli strumenti d'intervento impiegabili si ritengono meritevoli di particolare incremento quelli rivolti alla protezione delle colture e al risarcimento dei danni. Anche una corretta pianificazione delle presenze di alcune specie potenzialmente dannose dovrebbe costituire un punto qualificante nella ordinaria gestione delle unità comprensoriali di gestione.

Solo mediante un tale intervento di ampio respiro, che interessi sia l'ambito normativo sia quello operativo, si può concretamente sperare di limitare le situazioni di tipo antagonistico che, con sempre maggiore frequenza, si riscontrano tra attività produttive e fauna selvatica e che alimentano un crescente ostruzionismo da parte di alcune categorie sociali nei riguardi delle politiche di conservazione e protezione della fauna selvatica.

TABELLA 1 - Specie selvatiche dannose e settori di attività interessati.

	Agricoltura Forestazione	Allevamenti	Piscicoltura	Patr. faunistico	Igiene e sanità pubblica	Aeroporti
CORVIDI	Cornacchia grigia, Gazza, Ghiandaia, Taccola, Corvo, Cornacchia nera			Cornacchia grigia, Gazza, Taccola		Corvo, Cornacchia grigia
FASIANIDI	Fagiano					
STURNIDI PLOCEIDI TURDIDI	Storno, Passeri, Tordi, Merlo				Storno, Passeri	Storno
ANATIDI RALLIDI	Germano reale Gallinella d'acqua					
ARDEIDI			Nitticora, * Garzetta, * Airone cen.*			
LARIDI			Gabbiani, * Sterna, * Fraticello *		Gabbiani *	Gabbiani *
FALACRO-CORACIDI			Cormorano *			
LEPORIDI	Lepre, Coniglio selv.					
SUIDI	Cinghiale			Cinghiale		
CERVIDI BOVIDI	Cervo, Capriolo, Daino Muflone					
CANIDI		Volpe, Lupo *		Volpe	Volpe	

* specie non cacciabile e pertanto non passibile di intervento di controllo diretto (legge n. 968/77).

TABELLA 2 - Segnalazioni di danni alle attività agricole pervenute all'I.N.B.S. nel periodo 1979-1983 divise per famiglie e specie.

	N.	%
Cinghiale	67	25,3
Storno, Passeri, Tordi	51	19,2
Coniglio selvatico	41	15,5
CORVIDI	40	15,1
Fagiano	29	10,9
Lepre	17	6,4
Germano reale	9	3,4
ARDEIDI, LARIDI, Cormorano	9	3,4
CERVIDI	2	0,8
	265	100,0

TABELLA 3

LE COLTURE AGRO FORESTALI OGGETTO DEI PRINCIPALI DANNEGGIAMENTI

	COLTURE ERBACEE				COLTURE ARBOREE			
	CEREALI	COLTURE ORTICOLE	COLTURE INDUSTR.	FORAGGERE	FRUTTA ROSSA	VITE	OLIVO	BOSCHI
CORNACCHIA, GAZZA	mais	cocomero melone	soia patata					
FAGIANO		pomodoro	bietola					
STORNO								
PASSERI		pomodoro fragola	girasole					
TORDI, MERLO								
GERMANO, GALLINELLA	riso	radicchio		marcite				
LEPRE, CONIGLIO SELV.		cocomero melone radicchio	bietola soia	leguminose	scortecciamento			
CINGHIALE		patata	mais					sfregamen.
CERVO,CAPRIOLO,DAINO								
MUFLONE								
TORTORA DAL COLLARE			girasole soia					

le caselle tratteggiate indicano il danneggiamento a carico di diverse essenze appartenenti al gruppo considerato.

TABELLA 4

TABELLA 4	CONTENIMENTO DISCARICHE ABUSIVE	PROTEZIONE			
		TIPO	MEZZI	EFFICACIA	COSTI
CORVIDI		CHIMICA ACUSTICA	REPELLENTI DETONATORI	LIMITATA SCARSA	BASSI MEDI
Fagiano		CHIMICA MECCANICA	REPELLENTI RETI	LIMITATA BUONA	BASSI ELEVATI
Storno, Passeri, Tordi , Merlo		MECCANICA ACUSTICA OTTICA	RETI DETONATORI vari	BUONA LIMITATA SCARSA	ELEVATI MEDI BASSI
ANATIDI, RALLIDI		ACUSTICA	DETONATORI	LIMITATA	MEDI
ARDEIDI, LARIDI		MECCANICA ACUSTICA	RETI DETONATORI	BUONA SCARSA	ELEVATI MEDI
Lepre Coniglio selvatico		MECCANICA CHIMICA	RETI REPELLENTI	BUONA SCARSA	ELEVATI BASSI
Cinghiale		MECCANICA ELETTRICA CHIMICA	RETI CAVI REPELLENTI	BUONA BUONA SCARSA	ELEVATI ELEVATI BASSI
Cervo, Capriolo Daino , Muflone		MECCANICA CHIMICA	RECINZIONI REPELLENTI	BUONA SCARSA	ELEVATI BASSA
Volpe		MECCANICA ELETTRICA	RECINZIONI CAVI	LIMITATA BUONA	BASSI-MEDI ELEVATI

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

E. Pulzoni

IDENTIFICAZIONE, VALUTAZIONE E CONTROLLO DEI DANNI CAUSATI DALLA FAUNA SELVATICA AGLI AMBIENTI FORESTALI

Parco Naturale Gran Bosco di Salbertrand
Via Terras, 1- 10050 Salbertrand (Torino)

1. INTRODUZIONE

Il problema dei danni causati dai selvatici è molto attuale e assume rilevante importanza ecologica ed economica nei sistemi forestali soprattutto quando si parla di grossi ungulati, che in molte zone del nostro Paese hanno avuto una espansione demografica quasi esponenziale.

Dove esistono queste situazioni e non se ne parla, è perché non si sono ancora raggiunti livelli critici, o perché nessuno si è ancora posto seriamente il problema, o peggio perché il medesimo esiste ma si finge di ignorarlo o lo si minimizza per convenienze di vario tipo, che con la gestione del patrimonio naturale non hanno niente a che vedere.

Il danno come comunemente inteso è comunque definibile come il risultato dell'interazione delle attività (o delle inattività) dell'uomo su ecosistemi più o meno complessi, come vedremo più avanti in dettaglio: normalmente il problema viene affrontato quando assume una rilevanza economica, ma non per questo bisogna dimenticare che esistono valori di tipo ecologico in senso lato, che non è certo corretto prendere in considerazione solo all'interno di Parchi e Riserve naturali come è purtroppo pratica comune.

Storicamente hanno prima di noi maturato notevoli esperienze in merito Austriaci, Tedeschi, Francesi ed Altri, per cui è possibile basare oggi le nostre scelte di gestione su decenni di studi e lavori condotti all'estero, che adattati alla singola realtà locale possono fornire valide indicazioni: su questa falsariga passiamo dunque ad esaminare cause, metodi di identificazione e di eventuale protezione di sistemi forestali o comunque riferibili a tipologie arboree.

2. CAUSE STORICHE E ATTUALI DEL FENOMENO

Fino a un centinaio di anni fa, i nostri predecessori non sembra che soffrissero quanto noi i danni causati da fauna selvatica: il fenomeno è storicamente recente e dovuto a diversi fattori concomitanti di modifica dell'ambiente naturale:

– *la scomparsa quasi totale dei grossi carnivori* quali lince, lupo, gatto selvatico etc, ad opera di una caccia spietata che viene da chiedersi oggi se realmente rispondesse agli appellati criteri di pubblica incolumità;

– *lo spopolamento delle montagne* sia in Alpi che in Appennino, con abbandono degli irrigui e dei coltivi in quota e la conseguente maggiore disponibilità pabulare per gli erbivori, che sicuramente ne favorisce l'incremento demografico;

– *la modificazione di habitat* per opera diretta dall'uomo, con sostituzione di boschi originari o climax con specie diverse da quelle preesistenti: "coniferamento" spinto, rimboschimenti monoculturali di pino nero nel Castanetum e di abete rosso nel fagetum, sostituzione dei boschi di ripa con pioppeti, distruzione della foresta planiziale e dei querceti di pianura residuali etc.

Alle modifiche dell'ambiente naturale spesso si sono accompagnate modifiche altrettanto rilevanti del comportamento dell'uomo:

– *cambiamento dell'organizzazione della caccia*: da necessità di vita diventa divertimento, con aumento fino agli anni '60-'70 dei cacciatori cittadini, che ambivano, raggiungendo la montagna per il week-end, a prede di pregio o almeno a vedere grossi animali: la qualcosa ha portato, negli anni passati, all'effettuazione da parte delle organizzazioni di gestione della caccia di introduzioni di fauna selvatica per aumentarne la consistenza numerica;

– di pari passo *i prelievi effettuati* in genere riguardano, per i grossi ungulati, soprattutto i maschi "belli", risparmiando classi giovanili e femmine e favorendo così una proliferazione eccessiva e una destrutturazione dei popolamenti;

– non ultimo un fenomeno che occorre onestamente registrare come concausa anche se non fornisce certo motivo di rammarico: la *scomparsa graduale del mestiere di bracconiere* nelle giovani generazioni, che ritengo fattore non trascurabile di aumento della fauna.

Un esempio particolare di modificazione radicale dell'ambiente è, nel caso dei cervidi, l'occupazione da parte dell'uomo e delle sue attività dei fondivalle e degli spazi "normalmente" utilizzati come quartieri di svernamento: questo fatto, unitamente all'inutilizzabilità causa neve dei pascoli alti, "comprime" questi ungulati nella fascia di bosco contigua al fondovalle, aggravando i problemi di densità elevate sia con la concentrazione fisica degli animali, sia con modificazioni di comportamenti quali le ore e i cicli di alimentazione, che in vario modo coinvolgono la vegetazione del luogo.

Il primo problema dunque che ci si deve porre, e lo riprenderemo in conclusione, è quello di esaminare e se possibile rimuovere od attenuare le cause degli aumenti di densità delle popolazioni di selvatici che insistono su un determinato territorio.

Infatti il problema chiave è il *rapporto n° di selvatici / superficie del territorio utilizzata a scopo alimentare.*

Questo rapporto prende nomi diversi a seconda di quale aspetto si privilegi nell'osservazione: si chiamerà *densità biologica* il rapporto che ottimizza le possibilità riproduttive e omeostatiche della popolazione stessa, indipendentemente dal suo impatto sul resto dell'ecosistema; chiameremo invece *densità agro-forestale* (D.A.F.) il rapporto massimo tollerabile dalle attività agroforestali, quel rapporto cioè che accetta il solo danno per così dire "fisiologico" e che è evidentemente in correlazione diretta con il pregio delle colture. È chiaro che nel primo caso si tratta di un concetto puramente biologico, mentre nel secondo si tratta di un problema eminentemente gestionale.

3. IL DANNEGGIAMENTO DELLE VARIE PARTI DELLA PIANTA

Il primo problema da affrontare è la determinazione della specie responsabile del danno, indispensabile per poter decidere quali misure di protezione mettere in atto. In questa fase si sarà evidentemente facilitati dalla conoscenza della situazione ambientale e soprattutto faunistica della zona esaminata; potranno poi essere di grande aiuto elementi

di identificazione accessoria, quali tracce, impronte, fatte, peli o piume etc. La cosa più importante resta comunque l'esame del danno stesso che può verificarsi su una o più parti della pianta, anche ad opera di animali diversi sul medesimo individuo.

3.1. Prelievo di semi

I semi e le plantule sono alimenti molto ricchi di sostanze di riserva e quindi molto appetiti dagli animali, dai micromammiferi a passeracei e corvidi, dai fasianidi ai mammiferi.

Il prelievo da parte di fagiani, lepri, conigli, cervidi sui semi, viene effettuato sin d'autunno che d'inverno, ma non sembra avere una grande influenza negativa sulla rinnovazione.

Si può invece dire che l'abbondanza di fruttificazione, ghiande, faggiole e castagne, condiziona notevolmente l'alimentazione del cinghiale, che può arrivare ad essere stagionalmente costituita anche fino al 50% da frutti di alberi forestali.

I semi sono in genere prelevati e consumati interamente, per cui è difficile l'identificazione dei responsabili per l'assenza di tracce.

I danni prodotti in semenzaio o sulle semine artificiali avvengono in genere nei due o tre mesi successivi la semina e appaiono spesso concentrati in alcune zone piuttosto che in altre.

In ultimo occorre poi considerare che nei popolamenti naturali, se è vero che gli animali, riducendo in modo non trascurabile il numero dei semi ne diminuiscono il potenziale riproduttivo, è altrettanto vero che il più delle volte si ha una contropartita in una notevole dispersione dei semi stessi, attraverso le feci, l'interramento etc.

Ancora due parole sul cinghiale, che spesso sconvolge con pesanti "arature" il sottobosco: la sua azione, pur negativa nei confronti di pascoli e coltivi, si può ritenere di scarso impatto sul sistema forestale, se non addirittura favorevole all'insediamento di semenzali che con lo spessore della cotica erbosa o della lettiera non avrebbero avuto altrimenti possibilità di attecchimento.

Sull'argomento semi in generale mancano tuttavia studi approfonditi in merito: non si può quindi parlare in questi casi di danno vero e proprio, anche se certamente l'impatto sul sistema forestale può essere non indifferente.

3.2. Danneggiamenti a carico di foglie e apici vegetativi

Chiameremo *brucamento* il prelievo di foglie, gemme, getti e rametti a scopo alimentare: la prima grossa distinzione che potremo fare è quella tra danni da erbivori ruminanti o da lagomorfi, differenti nel tipo di ferita inferta alla pianta.

3.2.1. Brucamento da ungulati

I mammiferi ruminanti non possiedono denti incisivi nella parte superiore della bocca (mascella) e quindi è impossibile per loro troncare in modo netto. Essi prelevano gli alimenti arbustivi "pinzando" il rametto tra gli incisivi della mandibola e il callo presente sulla mascella.

Per tagliare getti più grossi o resistenti, utilizzano i loro molari, molto taglienti negli individui giovani, ma che comunque danno alla ferita un aspetto "masticato" senza tracce distinguibili di denti. Possiamo così riassumere i tre criteri principali che caratterizzano questo tipo di brucamento:

– *il troncamento non risulta netto* ad un esame del moncone, a differenza di quello effettuato dai lagomorfi, bensì marcatamente irregolare;

– *le fibre del legno sporgono per circa 2-3 millimetri* e spesso sono staccate per un tratto ancora maggiore dai rami strappati;

– *la superficie della sezione forma un angolo di almeno 45°* con l'asse vegetativo, tende cioè all'orizzontale nel caso di fusti verticali.

3.2.1.1. Distinzione tra danno invernale e danno estivo

– *Il brucamento invernale* viene effettuato nel periodo di riposo vegetativo soprattutto su conifere e, poiché questo avviene in corrispondenza della minima disponibilità di altre fonti alimentari, risulta in genere il più importante nelle zone alpine, anche perché coincidente con il periodo di innevamento: le gemme o i getti terminali che emergono vengono brucati. A primavera una o più gemme laterali forniranno dei nuovi getti: se anche questi saranno brucati nel corso dell'inverno seguente, i getti successivi assumeranno una tipica forma "a baionetta".

Accade poi sovente che un apice sfugga al brucamento e si sviluppi normalmente: l'albero prende allora una forma tipica, con una parte inferiore cespugliosa e fitta di rametti aggrovigliati, dalla quale si slancia un tronco gracile e poco ramificato.

– *Il brucamento estivo* avviene su tutto il periodo di vegetazione, anche se generalmente è più intenso nel periodo di germogliazione, su getti teneri, dopo che l'animale ha seguito un regime invernale a base di getti lignificanti: nei casi più gravi tutti i germogli vengono brucati a mano a mano che appaiono, e l'aspetto finale è quello di un alberello dall'aspetto cespuglioso e "potato".

Avviene comunque soprattutto su latifoglie e in periodo in cui, a parte i casi limite di ambienti estremamente impoveriti, la disponibilità pabulare e la varietà di vegetazione sono tali da rendere raro il caso in cui il danno crei pregiudizio all'esistenza del popolamento forestale.

Pur tuttavia la gravità del brucamento estivo può acuirsi nel caso di estese monocolture di resinose nelle quali si vogliano introdurre delle latifoglie, come registrato in Germania e nella Francia dell'Est.

3.2.1.2. Determinazione della specie causante il danno

L'identificazione della specie di ungulato che ha prodotto il danno, nel caso in cui nell'area indagata ne coabitino più di una, costituisce un capitolo indubbiamente molto delicato.

L'unico criterio infatti che può essere utilizzato, unitamente alla buona conoscenza degli ungulati presenti, è l'altezza da terra delle ferite, in base alla quale si può fissare per ciascuna specie un'*altezza di accessibilità* secondo il seguente schema:

Cervo m 1,70
Daino m 1,40
Capriolo, muflone e camoscio m 1,10.

È comunque un criterio puramente indicativo, da prendere con le molle: a confondere notevolmente le idee possono contribuire diversi fattori, dall'altezza del manto nevoso al differente "galleggiamento" sulla sua superficie delle varie specie, dall'acclività del terreno con l'accesso a monte alla pianta ad altezze superiori a comportamenti appresi e localmente diffusi quali l'erigersi sugli arti posteriori per raggiungere germogli particolarmente attraenti.

3.2.1.3. Appetibilità delle varie specie

Sono utilizzate la maggior parte delle specie forestali, e il più delle volte l'ordine di preferenza accordato dipende da situazioni locali anche solo temporanee o dalle stesse situazioni di densità più o meno elevate e dal conseguente più o meno esasperato prelievo sulla vegetazione.

Nel Gran Bosco di Salbertrand (Alpi Cozie, Val di Susa) ad esempio, una relazione interna dell'Assessorato alla Caccia della Provincia di Torino del 1982 sottolinea come l'abete rosso non venisse mai attaccato, e così per il Cembro, mentre un successivo studio del 1987 indica per la classe di rinnovazioni l'83% di abeti rossi danneggiati, l'ordine di preferenza è quindi molto legato alla disponibilità relativa delle varie specie: è tuttavia possibile dare alcune *prime sommarie indicazioni*.

Per quanto riguarda il cervo, possiamo seguire il seguente prospetto:

– *Specie preferenzialmente brucate*: abete bianco, quercia, frassino;

– *Specie mediamente brucate*: abete rosso, pino silvestre, douglasia, faggio, pioppo, pino nero;

– *Specie raramente brucate*: betulla, ontano, tiglio.

È comunque da ricordare che anche specie mediamente brucate, in caso di "mancanza di meglio" possono venire anche fortemente danneggiate.

Le preferenze di *caprioli e daini* sono grossomodo assimilabili a quelle dei cervi, con la particolarità per il capriolo di essere commessi durante tutto l'arco dell'anno, trattandosi tipicamente di un "brucatore puro" a differenza del cervo che può essere considerato tendenzialmente un pascolatore con temporanea attitudine a brucare.

Alcuni Autori rilevano poi *nel capriolo* una marcata tendenza a manifestare maggiore aggressività nei confronti di specie di nuova introduzione, citando l'esempio di rimboschimenti di Douglasie in Francia: questo fatto parrebbe legato a fenomeni di intensità di percezione visiva od olfattiva che sarebbe più forte nel caso di specie nuove che in quello delle preesistenti alle quali il capriolo sarebbe in pratica "abituato"; sarebbe cioè la vecchia storia del gusto del nuovo!!

Il camoscio ed il muflone arrecano danni soprattutto in inverno, durante il periodo di innevamento: quelli del *camoscio* sono generalmente fortemente localizzati in prossimità delle aree di svernamento, che si sanno essere di dimensioni molto ridotte rispetto ai territori estivi; un ordine di preferenza decrescente potrebbe essere larice, abeti rosso e bianco, meno appetiti faggio, sorbo e acero, mentre il medesimo per il *muflone* potrebbe essere abete bianco, pino silvestre, abete rosso e solo raramente le latifoglie.

Abbiamo fino a qui considerato le preferenze alimentari riferite alle sole specie di interesse forestale, in quanto più strettamente attinenti al tema che stiamo sviluppando, pur tuttavia nella gestione ambientale è necessario considerare *l'insieme delle cenosi*. Numerosi esempi ci hanno dimostrato che il cervo in generale dà prova di una elevata selettività anche nei confronti delle specie erbacee ed arbustive: questo non può essere certo senza conseguenze sull'evoluzione degli ambienti. Infatti certe specie tendono a

regredire fino alla scomparsa, sotto la pressione di brucatura, mentre altre specie tendono ad aumentare e a invadere nuovi spazi, semplicemente in quanto non ricercate e scarsamente appetite dai grandi ungulati.

Se si considera globalmente l'evoluzione della flora e dell'ambiente, la selettività del cervo porrà ad esempio i seguenti problemi:

– riduzione della varietà floristica: problema di ordine botanico che sarà tanto più evidente quanto più sarà povero e acidofilo l'ambiente;

– comparsa di ambienti degradati in caso di superpascolamento per costipamento del terreno, stradellamento o formarsi di ambienti "stabili" ad evoluzione molto lenta, che in alcuni casi hanno reso necessario, per ritornare ad un ambiente forestale, distruggere meccanicamente il tappeto erbaceo formatosi;

– l'espansione di queste specie può quindi avere ripercussioni sull'ottenimento della rinnovazione naturale: infatti tutte queste specie poco consumate dal cervo (felci, luzula, brachipodio), quando il loro tappeto è troppo folto impediscono meccanicamente l'arrivo del seme al suolo, e impediscono quindi di conseguenza l'attecchimento delle semenze forestali germinate;

– sviluppo di concorrenze di tipo allelopatico legate al fatto che alcune delle specie poco appetite hanno un potere tossico se poste in contatto con semenze forestali (specialmente alcune festuche nei confronti dell'abete bianco).

3.2.1.4. Conseguenze del brucamento

a) Incidenza sulla mortalità di semenzali e plantule: i semenzali dell'annata sono estremamente sensibili al brucamento, e se il medesimo si protrae per più anni, induce una mortalità elevata e un conseguente danno reale.

b) Incidenza sull'accrescimento: la perdita di accrescimento in altezza è molto variabile a seconda delle specie, così pure la capacità di ripresa. È comunque dimostrato che colpisce meno le latifoglie che le resinose le quali, private della gemma terminale, quasi sempre accusano una forte riduzione della crescita, specialmente i pini e l'abete bianco.

c) Incidenza sulla forma delle piante: la forma può essere gravemente influenzata dal brucamento del getto o della gemma terminale: in genere più germogli laterali sostituiscono l'apice vegetativo brucato, con presenza di forme policormiche che pregiudicano la qualità futura dell'albero.

La vulnerabilità delle zone del bosco in rinnovazione naturale o artificiale nei confronti del brucamento dipende quindi da diversi fattori:

– *Il tipo di rinnovazione*: una rinnovazione naturale con un grande numero di plantule può sopportare una notevole intensità di danno; al contrario alla bassa densità di plantule di una rinnovazione artificiale i danni non sono più sopportabili.

– *La scelta delle specie forestali*: a seconda dell'appetibilità dimostrata in ciascuna situazione anche le specie usate nel caso di rimboschimenti dovranno nel limite del possibile essere utilizzate in ordine opposto a quello di preferenza dimostrato dagli ungulati presenti. Oltre a questo sarà bene tenere presente che le piante risultano tanto più reattive agli attacchi quanto più sono situate in *stazioni consone alla specie*

– *Il carattere ripetitivo degli attacchi* nel corso dei primi anni: quando si ha una ripetizione del danno, soprattutto in periodo di riposo vegetativo, le conseguenze sono gravi (mortalità e perdite d'accrescimento), mentre se gli attacchi sono prodotti durante

una o due stagioni, il ritardo viene recuperato in circa 10-15 anni. Alcuni A.A. hanno potuto inoltre dimostrare che il tasso di brucamento tollerabile su un popolamento di resinose non deve superare la soglia del 10-12% annuale.

In conclusione, l'effetto più "pesante" del brucamento come degli altri tipi di danno che esamineremo, può essere quello di *condizionare o compromettere le operazioni selvicolturali di rinnovazione*, portando addirittura alla sostituzione di specie, come accade in certe zone dei Vosgi con l'abete rosso che soppianta l'abete bianco, o a contrastare evoluzioni in corso, come è il caso di alcuni lariceti della Valle di Susa bloccati nella loro naturale evoluzione a peccete.

3.2.1.5. Cause specifiche del brucamento

Durante l'anno le preferenze alimentari dei cervidi per un buon numero di specie sono legate allo stato fisiologico del vegetale, ma in periodo di carenza di alimenti, come abbiamo visto, questa scelta si affievolisce e l'animale si mostra meno esigente.

In inverno è ovviamente la mancanza di altri alimenti disponibili che porta l'animale a nutrirsi delle piante.

Alla fine della primavera, contemporaneamente ad un aumentato fabbisogno degli animali (femmine in fine gestazione e poi in allattamento, maschi con i palchi in crescita o in periodo di riorganizzazione del proprio territorio) il valore nutritivo degli alimenti erbacei diminuisce, e dunque anche in questo periodo risulta significativo il prelievo sulle giovani piante.

A corollario si riporta come sia stata spesso notata da tecnici forestali una certa preferenza accordata dai selvatici alle piantine allevate in vivaio rispetto a quelle ottenute con rinnovazioni naturale: questo sarebbe dovuto al fatto che le piante di vivaio contengono una maggior quantità di elementi minerali e per questo risulterebbero maggiormente appetite. Altri Autori hanno inoltre dimostrato che il prelievo massimo viene effettuato da parte di cervidi nel periodo in cui nelle piante è più alto il tenore di sostanze proteiche.

3.2.2. Brucamento da conigli e lepri

Al contrario dei ruminanti, conigli e lepri possiedono incisivi superiori, ad usura obliqua e bordo tagliente: tutti i denti inoltre sono a crescita continua. L'aspetto dei rametti brucati da lepri e conigli è quindi quello di un taglio netto, obliquo in rapporto all'asse vegetativo, talvolta leggermente concavo.

Non è raro trovare ai piedi della pianta dei getti recisi e non consumati: questo tipo di danno sembra legato alla necessità fisiologica per i lagomorfi di usare e usurare i loro incisivi.

Una particolarità frequente del brucamento su alcune specie (pini soprattutto, il cui getto terminale ha il caratteristico aspetto "a spazzola") è la potatura degli aghi fino alla base della pianta, che gli dà un aspetto "spiumato". Infine le piantine di latifoglie (per lo più faggio e querce) possono essere tagliate a livello del colletto con una serie di intagli nettamente visibili sul moncone restante.

È quasi *impossibile distinguere l'autore del danno*, se non in base a criteri di presenza quali-quantitativa della specie, in quanto l'aspetto del brucamento è pressoché identico. Per amor di precisione diremo tuttavia che esiste una lieve differenza di dimensione tra

incisivi del coniglio (2,5 mm) e della lepre (3 mm), che in qualche strano caso fortuito potrebbe essere rilevabile.

Il coniglio inoltre non può raggiungere, in assenza di neve, germogli situati a più di 40-50 cm di altezza; peraltro è doveroso rilevare che talvolta dei brucamenti sono stati constatati ad altezze superiori su dei rami inclinati, il che sta ad indicare che gli animali possono anche arrampicarsi sul tronco.

Nessuna specie forestale è risparmiata: le preferenze dei lagomorfi vanno innanzitutto alle latifoglie (faggio, querce) e volendo dare un ordine decrescente alle conifere più attaccate possiamo indicare l'abete rosso, la douglasia, il pino silvestre, il pino nero, l'abete bianco.

Come già detto, le giovani piante di 2-4 anni da 0,8 a 2 cm di diametro al colletto, possono essere troncate a qualche centimentro da terra.

3.3. Danneggiamento a carico di fusti e rami

Per evitare confusioni, adotteremo la convenzione di definire *scortecciamento* il distacco di lembi di corteccia per uso alimentare, seguiti da immediata utilizzazione da parte dell'animale, chiameremo invece *fregoni* i danni di diverso tipo, più legati come vedremo ad aspetti comportamentali o fisiologici secondari.

3.3.1. Scortecciamento da ruminanti

Questo tipo di danno, certamente il più spettacolare, ha causato notevoli problemi in Germania e in Austria. In Francia rischia di diventare importante nei rimboschimenti di conifere dove, a fronte di un numero costante di animali, i miglioramenti selvicolturali non hanno compensato la perdita di zone di alimentazione. Per fare due esempi di situazioni problematiche in Italia, cito il caso della Val di Susa e della Mandria, entrambi in Piemonte: nel primo si è verificato un notevole impatto di selezione negativa sulle latifoglie, più diffuse proprio in coincidenza con le aree di svernamento, con espansione relativa di specie come la betulla, che dovrebbero altrimenti avere una funzione solo pioniera; nel secondo l'effetto è vistoso e il danno pesante, in quanto si tratta di residuo di foresta subplanziale con presenza di latifoglie di notevoli dimensioni e portamento, che non vengono risparmiate.

3.3.1.1. Tipi di scortecciamento

Esistono due tipi di scortecciamento che si possono presentare in modo quasi totalmente differente: quello invernale e quello estivo. Occorre subito dire che si tratta di nomi convenzionali, in quanto i due tipi di danno non sono in rapporto diretto con la stagione dell'anno, quanto piuttosto con lo stato fisiologico della pianta al momento dell'attacco. Lo scortecciamento invernale infatti viene effettuato in periodo di riposo vegetativo; presenta un aspetto caratteristico facile da riconoscere: la ferita reca i segni dei denti affiancati, separati da resti del cambio, e lo scortecciamento può occupare anche tutta la circonferenza dell'albero. Lo *scortecciamento estivo* invece, viene effettuato nel momento in cui la pianta è in succhio e la corteccia si stacca più facilmente dal

legno sottostante. Le strisce di corteccia vengono generalmente staccate da sotto in su e sovente terminano all'inserzione di rami laterali; più strisce affiancate possono essere staccate fino a raggiungere uno scortecciamento pari al 40-50% della circonferenza. Esaminando da vicino la ferita si noteranno bordi netti (e non usurati progressivamente) e l'assenza di lembi di scorza pendenti: su questi caratteri ci si può basare, nei casi dubbi, per distinguere lo scortecciamento estivo dai fregoni.

In generale i danni invernali sono i più frequenti, ma le specie come il Faggio, nelle quali è molto difficile il prelievo invernale, sono soprattutto scortecciate in estate.

Entrambi i tipi di scortecciamento sono imputabili ai ruminanti (che non possiedono incisivi superiori): nello scortecciamento invernale appoggiano il callo della mascella, servendosi degli incisivi inferiori per scavare la corteccia a pezzo a pezzo; in quello estivo staccano un piccolo lembo di corteccia, serrandolo poi tra incisivi e callosità superiore e tirando verso l'alto.

3.3.1.2. Determinazione della specie causante il danno

Non è possibile riconoscere il responsabile del *danno estivo* dal semplice esame dei danni, anche se in primavera la maggior parte di questi animali sono in muta ed eventuali peli lasciati sulla superficie della ferita possono fornire utili indicazioni in merito.

Per quanto riguarda invece lo *scortecciamento invernale*, i segni lasciati dagli incisivi inferiori sono molto netti. Si possono fare dunque per un certo numero di specie, le seguenti considerazioni di massima:

– *Cervo*: ciascuno degli incisivi centrali di un adulto ha una larghezza da 8 a 9 mm. I segni dei denti sono sovente paralleli e verticali e le ferite sono generalmente localizzate tra m 0,70 e m 1,20 da terra, con limiti estremi di m 0,30 e m 1,70; lo scortecciamento delle radici a livello basale si verifica solo in caso di estrema gravità dei danni.

– *Capriolo*: ciascuno degli incisivi centrali di un adulto ha una larghezza da 4 a 5 mm e le ferite sono situate in media a 50-60 cm da terra. Bisogna notare che lo scortecciamento del capriolo si verifica solo in casi eccezionali, in biotopi estremamente poveri, in caso di forte carestia o in aree protette a forte densità di animali.

– *Daino*: l'altezza della ferita si trova in media tra m 0,30 e m 1,20; possono essere scortecciate le radici a livello basale.

– *Muflone*: nell'animale adulto la larghezza degli incisivi centrali è praticamente la stessa che nel capriolo (4-5 mm), in più il cambio dei denti da latte con quelli definitivi si svolge fino all'età di 44 mesi.

A causa della sua taglia, il muflone non può raggiungere un'altezza superiore a m 1 - 1,20. Fattore importante di riconoscimento, le tracce degli incisivi sono disposte generalmente in modo obliquo sul tronco.

Questa specie scorteccia soprattutto le principali radici a livello basale (molto più frequentemente che il cervo e il daino).

A questo punto è però bene ricordarsi che, nel caso in cui più specie coabitino nella stessa area di indagine, nella distinzione occorre andare molto cauti, perché viene complicata dal fatto della sostituzione dei denti da latte con denti definitivi di larghezza differente: così esiste il rischio di confondere (sia per altezza da terra che per larghezza delle tracce degli incisivi) segni lasciati dai denti di un giovane cervo con quelli di un capriolo o di un muflone adulti.

3.3.1.3. Appetibilità delle varie specie e loro periodo di maggiore suscettibilità al danno

Sono scortecciate la maggior parte delle specie forestali: tuttavia, pur con le solite cautele può essere fornito un certo ordine di preferenza.

Per il *cervo*:

scortecciamento forte: alberi da frutto, abete rosso, frassino, castagno (i polloni), carpino;

scortecciamento da medio a forte: douglasia, pino dell'Himalaya, tiglio, pino silvestre, pino cembro, faggio, pioppo, larice, acero;

scortecciamento da scarso a raro: abete bianco, quercia, ontano, betulla.

Il *daino* sembra preferire le stesse specie eccezion fatta per l'abete rosso, e il *muflone* scorteccia preferenzialmente il pino, l'abete rosso e il frassino; il *capriolo* come visto ha un ruolo molto marginale in questo tipo di danni.

La differenza di gradimento nei confronti dei due abeti nostrani è evidentemente da ricondurre alla presenza o meno di resine nella loro corteccia, mentre più in generale si può osservare che gli attacchi vengono condotti preferenzialmente su specie a corteccia liscia e sottile e in particolare su alberi da 20 a 50 cm circa di diametro (basse e medie perticaie), in grado di fornire sufficiente resistenza al momento dello strappo o del morso, ma con corteccia ancora scarsamente suberificata di spessore non ancora elevato.

Non bisogna però stancarsi di ripetere che questi criteri sono validi solo in larga massima: ad esempio nelle adiacenze del Parco del Gran Bosco di Salbertrand sono stati molto attaccati gli ontani delle aree di svernamento mentre altri Autori riportano che in zone nelle quali l'abete rosso o il faggio sono scarsamente rappresentati essi risultano essere scarsamente attaccati: queste ultime due osservazioni sembrano concordare con un'altra regola generale ovvero che lo scortecciamento, contrariamente ai fregoni, avviene preferenzialmente sulle specie più rappresentative dei popolamenti locali.

Riportandoci un attimo al fattore scabrosità e suberificazione della corteccia, possiamo ancora cercare di individuare per alcune specie il *periodo in cui sono maggiormente soggette a scortecciamento*:

– *Abete rosso*: inizia in genere al disseccamento dei primi rami bassi, verso i 10-15 anni, ma può anche apparire prima nel caso di carichi eccessivi di ungulati (7-8 anni riportati alla Petite Pierre - Basso Reno); cessa per l'eccessiva suberificazione verso i 45 anni.

– *Pino silvestre:* il periodo soggetto è in genere piuttosto corto, dai 5 ai 12 anni, senza passare i 20 anni.

– *Pino cembro*: dato lo sviluppo estremamente rallentato, in molte situazioni il periodo può essere anche enormemente lungo, per quanto come per il pino silvestre vengono scortecciati di preferenza individui inferiori al metro e mezzo di altezza.

– *Faggio*: minacciato per un lungo periodo, da 15 anni a più di 80.

– *Douglasia*: tra 8 e 25 anni come in genere per i pini esotici a corteccia liscia.

– *Larice:* periodo critico molto corto, da 4 a 8 anni, ma occorre tenere presente la particolare vulnerabilità in questo periodo.

3.3.1.4. Conseguenze dello scortecciamento

Lo scortecciamento è da considerarsi un danno insidioso, alla luce di quanto esposto nel paragrafo precedente, per il carattere ripetitivo degli attacchi nel corso degli anni:

facendo l'esempio dell'abete rosso, ipotizzando un verosimile inizio d'attacco verso i 10 anni e basandosi sul dato sperimentalmente rilevato che la progressione annuale dei danni varia tra il 6 e l'8% del numero di fusti, quando costateremo i danni (al momento del primo diradamento) essi riguarderanno dal 35 al 50% dei fusti!!

Da questa insidiosità e ripetitività deriva quindi principalmente l'importanza di questo tipo di danno: vediamo ora in cosa consiste il danno vero e proprio. In genere lo scortecciamento non causa la morte dell'albero, le ferite riescono a cicatrizzarsi, soprattutto nel caso di scortecciamento invernale, in modo anche assai rapido nel caso di alcune specie come pino silvestre, abete bianco e douglasia. Per contro, su 5257 fusti di abete rosso scortecciati e rilevati nella già citata foresta Demaniale della Petit Pierre, solo 11 avevano cicatrizzato!

L'albero scortecciato continua a crescere, ma in modo rallentato; la parte di tronco denudata molte volte si ricopre di funghi responsabili di marciume *(Fomes* sp. *Stereum* sp.), che rendono la parte bassa del fusto inadatta ai consueti scopi commerciali. Le conseguenze sono catastrofiche per i popolamenti colpiti: i marciumi causati dagli agenti patogeni penetrati nel tronco dalle ferite possono estendersi da 1 a 6 metri d'altezza, come nel caso del marciume rosso della Picea causato da *Ungulina annosa*. La lunghezza di tronco affetta da marciume non sembra avere diretta relazione con le dimensioni delle ferite, quanto piuttosto con lo spessore degli incrementi annuali e con la durata della cicatrizzazione: certo è che gli attacchi su giovani popolamenti hanno conseguenze più gravi che quelli su popolamenti più maturi.

Volendo tradurre in valutazioni concrete il danno, la perdita di volume reale nel caso di una pecceta scortecciata al 75% può considerarsi di circa un terzo. La perdita di volume commerciale è in questo caso di circa il 25% e la perdita di valore monetario per le piante in piedi è dell'ordine del 40%. D'altro canto occorre considerare che la valutazione a scopo di stima, al di fuori di situazioni monitorate con metodi sperimentali, è tanto più difficile quanto più il danno è ripetuto annualmente per periodi molto lunghi come abbiamo visto per l'abete rosso, il faggio e il cembro.

3.3.1.5. Cause specifiche dello scortecciamento

Sulle cause specifiche, a differenza dell'opinione corale su quelle che portano al brucamento, esistono varie opinioni che mi limiterò sinteticamente a riportare, segnalando che molte vanno ancora sottoposte a verifica scientifica e lasciando la possibilità a ciascuno di formarsi una opinione in base alle proprie esperienze dirette.

– *Ricerca di oligoelementi* (manganese, vitamine, alcaloidi, tannini, aminoacidi) necessari all'equilibrio fisiologico dell'animale (per inciso questa teoria ha portato al foraggiamento artificiale, i cui fallimenti in ambiente naturale ne dimostrano la validità solo parziale).

– *Ricerca di "zavorra" alimentare*: la lignina contenuta nella corteccia servirebbe da fibra grezza indigeribile per un miglior funzionamento del rumine, e questo spiegherebbe come mai l'apporto di alimenti concentrati mediante il foraggiamento artificiale, se basta in teoria a coprire il fabbisogno energetico, non sempre sopprime i danni.

– *Soddisfazione di fabbisogno in acqua* durante certi periodi di gelo o di aridità prolungata.

– *Perturbazioni dei ritmi giornalieri* degli animali. Pur con variazioni individuali, il ritmo circadiano stabilisce un equilibrio tra le diverse attività (assunzione di cibo, spostamenti, ruminazioni: è stato provato che un certo periodo sulle 24 ore deve essere dedicato alla ricerca di alimenti; questa attività è fortemente turbata da apporti artificiali di cibo, e tutto il ritmo viene spezzato. Gli animali restano immobili presso i punti di foraggiamento: si sarebbe tentati di dire, antropizzando all'accesso, che, "non sapendo cosa fare" scortecciano.

Ecco quindi che i *centri di foraggiamento* possono essere addirittura causa anziché del problema, soprattutto se mal ripartiti sul territorio e con distribuzione di razioni mal equilibrate.

Da ultimo può intervenire un "*fattore individuale*" sul quale è più aperta la discussione: personalmente non escluderei la presenza in alcuni esemplari di un vero e proprio "vizio", essendo i comportamenti dei mammiferi superiori certamente meno facilmente indagabili di quelli di un insetto o di un pesce, e avendo potuto constatare direttamente usure dentarie altrimenti poco giustificabili se confrontate con quelle medie di coetanei.

3.3.2. Scortecciamento da lagomorfi

La conformazione delle dentature dei lagomorfi non permette loro, neppure in periodo vegetativo, di strappare grossi lembi di corteccia: essi sono dunque costretti a rosicchiare un pezzo alla volta. Gli incisivi lasciano dei segni chiaramente obliqui rispetto all'asse della pianta e ciascuna morsicatura lascia generalmente la traccia dei due incisivi. Il soggetto attaccato può venire anellato completamente. La larghezza complessiva dei due incisivi è di circa 5 mm nel coniglio e di 6 mm nella lepre: l'unica distinzione che si può quindi fare con una certa sicurezza è quella tra lagomorfi e micromammiferi roditori, nei quali la larghezza degli incisivi varia tra 1,5 e 2 mm e per i quali l'altezza delle rosicchiature al colletto non supera in genere i 12-15 cm da terra.

Specie attaccate: le preferenze dei lagomorfi vanno alle latifoglie, principalmente querce e faggio. Questo tipo di danno può però essere frequente anche sui salici, pioppo, pioppo tremulo, frassino, come pure sul ciliegio. Si sono pure avuti in inverni particolarmente rigidi attacchi su olmo e carpino. Le conifere sono meno toccate, anche se al loro interno risultano preferiti pini (silvestre e nero) e douglasie.

Per quanto riguarda l'*epoca dell'anno*, si tratta di un danno tipicamente legato a periodi di scarsa disponibilità alimentare, dovuto alla mancanza di altri cibi e al bisogno dell'animale di usare gli incisivi (a crescita continua).

Infatti danni da rodimenti corticali e da brucamento degli apici vegetativi sono per i lagomorfi tipicamente concomitanti e prodotti in periodi di insufficienza quali-quantitativa della vegetazione erbacea, loro principale fonte alimentare.

In bosco il danno assume in genere importanza solo in caso di esplosioni demografiche delle specie che lo generano e in particolar modo dei conigli. Può invece avere importanza assai rilevante in due casi al limite tra l'interesse arboreo e quello agricolo: *nei frutteti e nei pioppeti industriali.* In particolare nel caso in cui queste colture siano esasperate sotto gli aspetti industriali il rischio si fa maggiore, proprio per la maggiore riduzione dell'alimento naturale (massicci ricorsi ai diserbanti o addirittura colture intercalari di mais tra i filari di pioppi, che alternano grandi disponibilità alimentari e conseguente incremento demografico a periodi di "deserto biologico"). Nello specifico caso del pioppo, vengono volentieri attaccate le pioppelle (astoni) nei primi anni di messa a dimora, problema ormai comune a parecchie delle zone pioppicole di pianura.

3.3.3. Scortecciamento da micromammiferi e altri roditori

Ritornando ad argomento più strettamente riguardante i sistemi forestali, passiamo ad un altro tipo di scortecciamento, perlopiù ignorato dagli Autori francesi, ma più volte citato da austriaci soprattutto, e che nel nostro Paese ha più volte assunto entità preoccupanti al punto di risvegliare momentaneamente l'opinione del pubblico e degli specialisti, come nei casi dell'altopiano di Asiago, delle foreste del Cansiglio e dei lariceti della Val Germanasca in provincia di Torino.

Si tratta di quello operato da micromammiferi roditori come Ghiro (*Glis glis* L.) *Arvicola* sp., *Microtus* sp. e topo quercino (*Elyomys quercinus* L.) ma anche da sciuridi come lo *Sciurus vulgaris* e recentemente *Sciurus carolinensis* o scoiattolo grigio.

In generale l'attacco viene evidenziato dal *distacco di ampie chiazze di corteccia* che lasciano scoperto l'alburno: le aree di fusto scortecciate hanno tipicamente una forma quadrilatera subregolare, isodiametrica o allungata, che dà più l'impressione di opera artificiale umana che di attacco animale. Alla base degli alberi si trovano le scaglie di ritidoma staccate dai roditori, lunghe 3-5 cm e larghe 0,5-1 cm: essi infatti si aggrappano al tronco, insinuano il muso sotto il frammento che stanno staccando e procedono così fino a che il pezzo di scorza, diventato ingombrante, viene staccato e lasciato cadere.

Sovente le decorticazioni assumono *andamento spiralato* lungo il tronco, soprattutto in prossimità del cimale, dovendo l'animale schivare i rametti laterali che gli impediscono il lavoro di distacco. Spesso comunque l'asse vegetativo viene decorticato completamente e quindi secca, soprattutto nel caso di tronchi giovani o di cimali; nelle piante più grosse comunque il danno può anche cominciare a 2-3 metri da terra con placche asportate, che vanno aumentando la loro estensione relativa mano a mano che si sale verso l'alto e diminuisce il diametro del tronco. I danni sono *spesso notevoli* e rilevabili anche dalla presenza delle chiome disseccate, oltre che dall'esame dei fusti.

Attacchi massicci e diffusi possono essere occasionati da improvvise esplosioni demografiche dei roditori, ma notevoli danni, anche economici, possono essere causati anche da situazioni che potremmo definire di endemismo, con attacchi su un numero limitato di piante ogni anno ma che, soprattutto in boschi disetanei, al termine del turno risultano essere tutt'altro che trascurabili. Ad esempio attacchi continui nel larice portano spesso a forme policormiche per sviluppo di rami laterali che sostituiscono l'asse disseccato, con notevole deprezzamento tecnologico del legname, unito ad una riduzione dell'incremento della massa legnosa.

Sulle *cause*, se talune volte può essere tirato in ballo l'impoverimento del sottobosco e delle cenosi stesse a seguito di una selvicoltura a indirizzo fortemente produttivo (coniferamento spinto, rimboschimenti con specie non tradizionalmente presenti, monocolture intensive, decespugliamento), altre volte, come nel caso del quercino in Piemonte, si trattava di attacchi condotti in zone a ricca e varia disponibilità di vegetazione legnosa, arbustiva ed erbacea, con ampia disponibilità di drupe, bacche, steli carnosi, spighe etc. accompagnata da abbondante entomofauna gradita al roditore, in stagioni nel colmo delle possibilità trofiche.

Indicativo può essere il fatto che il roditore non incide profondamente il cambio, ma si limita a lambire attivamente la linfa che esce dai vasi troncati del libro, mentre ancora da indagare restano i motivi della precisione quasi geometrica delle decorticazioni.

Un caso particolare ma allarmante è quello della diffusione nelle zone di Torino dello scoiattolo grigio: a parte la competizione con lo scoiattolo nostrano (destinato ad essere soppiantato totalmente in caso di diffusione del carolinensis, come già avvenuto

in Inghilterra), data la maggior confidenza con l'uomo la sua densità locale aumenta quasi sempre notevolmente rispetto a quella di *Sciurus vulgaris* e i danni, con quest'ultimo limitati anche se pur presenti, assumono una certa rilevanza, anche se fino ad ora sono state attaccate con violenza in Piemonte soprattutto colture arboree come pioppeti e noccioleti, di carattere più agronomico che forestale.

3.3.4. Fregoni da ungulati

I cervidi maschi sono forniti di palchi a muta annuale: si tratta di formazioni ossee più o meno ramificate che cadono ogni anno e sono rimpiazzate da nuove. Nel loro periodo di crescita sono ricoperte da un tessuto di formazione fortemente vascolarizzato chiamato "velluto" (per l'aspetto morbidamente peloso) che, finita la crescita, si distacca e cade. Appunto per facilitare il distacco del velluto gli animali fregano i loro palchi contro alberelli o giovani soggetti sufficientemente flessibili: questa operazione prende il nome di *pulitura*.

Più tardi, al momento degli amori, i maschi marcano il loro territorio attaccando giovani alberi o compiono simulazioni di combattimento contro alberi e arbusti, in particolare se odorosi.

L'aspetto dei due tipi di danno è ovviamente differente: al momento della pulitura, la corteccia è strappata a strisce delle quali alcune restano attaccate. In genere comunque l'animale è meno impetuoso, in quanto restano zone del velluto più sensibili. Inoltre il fregone da pulitura è situato perlopiù da un lato solo dell'albero.

Al momento degli amori i fregoni sono molto più violenti e lasciano segni molto più profondi sul vegetale. L'eccitazione dell'animale fa sì che gli alberi siano attaccati tutto attorno, cosa che caratterizza il tipo di danno, e in più numerosi rami vengono rotti. Se la pianta è ancora in succhio, la corteccia viene totalmente strappata o lacerata da colpi di pugnale; se la pianta invece non è in succhio, viene usurata progressivamente fino al legno, e i bordi della ferita sono lisci con l'aspetto "levigato".

Le cause dei fregoni, se pure non completamente indagate, in conclusione sono legate a bisogni fisiologici per i danni da pulitura, e a motivi comportamentali per gli altri dovuti in parte a bisogno di delimitazione territoriale visiva e in parte a fenomeni di sfogo di aggressività su oggetti sostitutivi dell'avversario reale o di manifestazioni tendenti a stabilire relazioni gerarchiche intraspecifiche.

3.3.4.1. Determinazione della specie causante il danno

Il capriolo ricerca alberi sufficientemente giovani il cui fusto passi tra le due stanghe del trofeo e sia sufficientemente flessibile da offrire l'elasticità voluta. Il diametro limite degli alberi minacciati è generalmente al di sotto dei 3 cm: raramente alberi di maggior diametro sono danneggiati. L'attacco avviene tra i 20 e gli 80 cm di altezza. All'inizio della pulitura la corteccia è asportata superficialmente, di rado fino al cambio: successivamente però i fregoni possono venire ripetuti sullo stesso soggetto, fino a provocare l'asportazione del ritidoma sul 50-70% della circonferenza. All'epoca degli amori invece, tutti i verticilli raggiungibili sono spezzati e la corteccia è staccata completamente, spesso su tutta la circonferenza.

Per *il cervo* valgono in linea di massima gli stessi discorsi, ma l'altezza di attacco preferibile è situata in genere verso 1 m di altezza, sovente anche più in alto, fino a 1,7-1,8 m.

Gli Autori francesi riportano anche per il cervo diametri attaccati preferibilmente bassi, anche se mi sento di affermare che nelle nostre abetine sono preferiti diametri della classe da 10 a 15 cm. All'epoca della brama i fregoni del cervo sono spettacolari, in ragione della mole e della forza dell'animale e della violenza dei colpi assestati, che provocano la rottura dei rami e talvolta del fusto principale. Con l'avanzare della stagione anche in questo caso la corteccia non si stacca facilmente, viene usurata progressivamente e presenta bordi lisci; è anche da notare che l'animale tende a fregare a testa bassa e spesso si vedono molto bene i segni lasciati dalle punte dei pugnali.

Il daino ha un comportamento quasi completamente assimilabile a quello del cervo, salvo che la sua taglia ridotta fa sì che possa commettere danni solo fino a un massimo di m 1,6 da terra.

Il muflone è ugualmente responsabile di qualche danno da fregone effettuato per marcare il territorio all'epoca degli amori (metà ottobre-dicembre).

3.3.4.2. Periodo di effettuazione del danno per le varie specie

L'epoca dell'anno in cui viene commesso il danno varia per ciascun singolo animale in ragione della sua età: sono infatti i maschi più vecchi che "gettano" prima i loro palchi che quindi ricrescono loro più precocemente. Considerando però l'insieme della popolazione di ciascuna specie, i periodi di massima attività corrispondenti alla pulitura e agli amori possono essere schematizzati come in Fig. 1

3.3.4.3. Appetibilità delle varie specie e conseguenze dei fregoni

Tra gli alberi minacciati da questo tipo di danno, lo sono in modo particolare le specie maggiormente odorose come la douglasia e più in genere tutte le conifere esotiche. Di seguito per importanza troviamo il larice e i pini poi, secondariamente, gli abeti. Il capriolo, specie per la quale i danni da fregoni sono stati maggiormente studiati, mostra in particolare predilezione per il larice e la douglasia. Le latifoglie in genere, come le querce e i faggi, sono scarsamente interessati da fregoni, anche se è da segnalare che in Val di Susa, ad esempio, sono molto utilizzati i maggiociondoli (*Laburnun anagyroides* e *L. alpinum*).

Le conseguenze per le singole piante colpite sono sempre gravi e il più delle volte i fregoni sono causa di morte per l'albero.

La mortalità conseguente ai fregoni, in accordo con quanto fino a qui esposto, è più grave nelle conifere che nelle latifoglie e tra le conifere le specie esotiche introdotte sono più sensibili di quelle autoctone.

Ad un esame complessivo dei fatti però, i fregoni vengono ad interessare un numero limitato di fusti, per cui, se non assommati ad altre tipologie di danno, possono comunque essere considerati come "fisiologici e tollerabili".

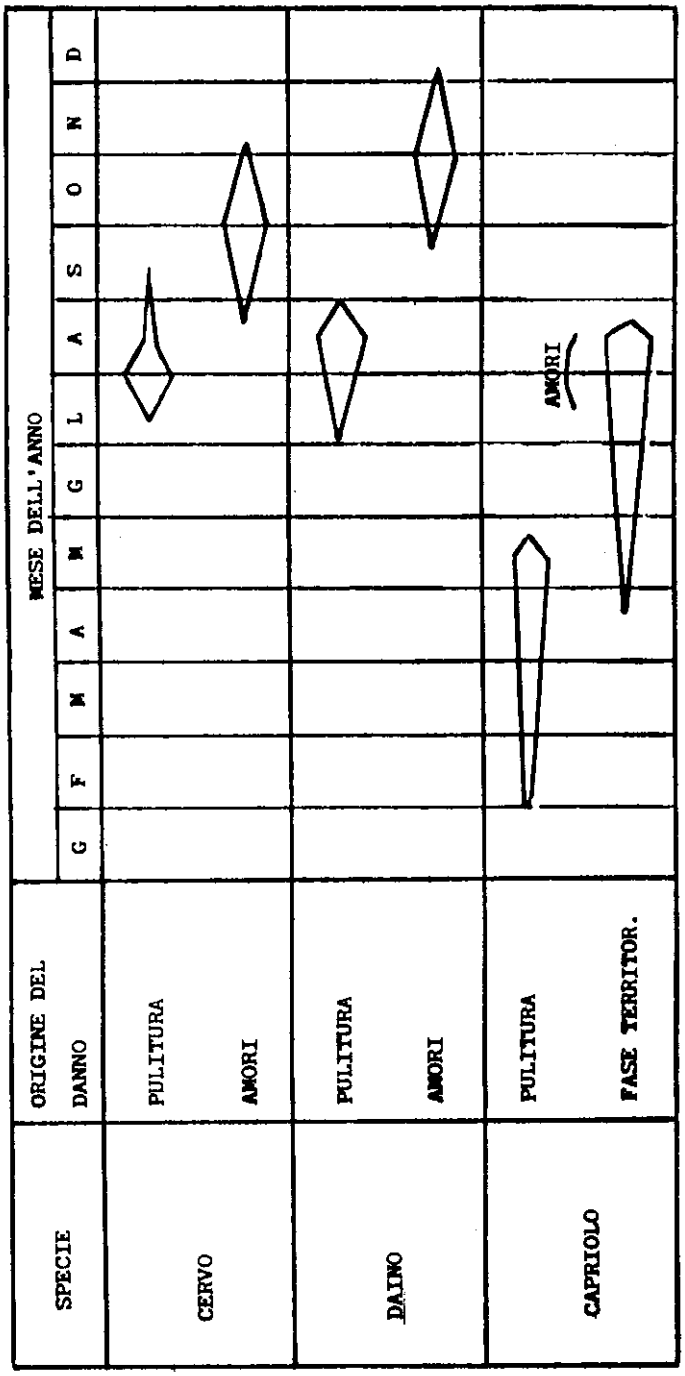


Fig. 1: Periodi caratteristici dei vari tipi di "fregoni".

4. *METODI DI PROTEZIONE*

Per affrontare lo spinoso problema di come arginare i danni, dobbiamo rifarci ai concetti enunciati all'inizio, di densità agro-forestale o economica e di densità biologica delle popolazioni di animali presenti sul territorio interessato: le soluzioni saranno quindi diversificate in dipendenza del parametro n° dei capi/superficie *utilizzabile*.

La prima operazione da fare è infatti di definire per gli ungulati la superficie *pascolabile* al netto da terreni improduttivi, insediamenti umani, nonché da quelle tra le superfici agricole che non si accetta possano venire utilizzate in maniera significativa dai selvatici.

A questo punto esistono diversi modelli che, tenendo conto di vari parametri a seconda del modello, definiscono le due densità raggiungibili nel nostro territorio da ciascuna specie; per il nostro calcolo dovremo poi ancora considerare il margine di sovrapposizione delle nicchie trofiche delle varie specie, per riuscire a considerare le densità possibili di quelle che potremmo definire *U.S.A.* (*unità selvatico adulto*), in analogia alle *U.B.A. (unità bovino adulto)* usate dagli agronomi.

Su queste basi occorrerebbe poi operare una scelta di "politica del territorio" netta e che per la sua natura non ammette compromessi, ripensamenti o tentennamenti: si potrà escludere una qualsiasi importanza delle attività produttive dell'uomo e lasciare che venga raggiunta la densità biologica, demandando solo a fattori paranaturali l'equilibrio della specie con l'ambiente (potrebbe essere il caso di alcune riserve naturali integrali), oppure cercare di pilotare l'equilibrio tra vegetazione, fauna e attività umane (come in genere sul territorio "libero" ma anche nella maggioranza dei Parchi Naturali, dove pure non può essere trascurato né trascurabile l'elemento umano).

Nel caso che si scelga di gestire però, non deve assolutamente essere superata la densità agro-forestale calcolata con i metodi precedentemente richiamati, pena la assoluta impossibilità di messa in atto di misure di protezione che non causino altrove o in altro modo i danni temporaneamente o localmente evitati: il numero di U.S.A. presenti sul territorio e accuratamente rilevato in base a censimenti che tengano debitamente conto anche delle inevitabili sottostime, deve essere imperativamente tenuto, con i mezzi ritenuti più idonei, al di sotto della densità teoricamente ricavata come accettabile.

A queste condizioni possono essere tentate anche forme di protezione che non prevedano il ricorso alla recinzione: a base cioè di diversi procedimenti meccanici o chimici.

4.1. Protezione globale mediante ricorso a recinzione

La protezione globale è ovviamente quella ottenuta con metodi che escludano del tutto la presenza sul territorio da proteggere della specie che arreca i danni. Occorre sottolineare anzitutto che il ricorso alla recinzione non è che un ripiego, e questo per una quantità di motivi economici e biologici: tuttavia è un ripiego dal quale sovente non si può scappare quando la densità di selvatici è superiore alla *D.A.F. (densità agro forestale)* calcolata per quella stazione.

Il primo inconveniente è il costo della recinzione, che può raggiungere valori proibitivi in zone come quelle montane, dove il trasporto del materiale e la posa in opera vengono effettuati in condizioni disagiate, senza contare poi che l'efficienza della recinzione diminuisce con il crescere dell'acclività del terreno e che l'efficacia della protezione diminuisce tanto più quanto più ampia è la superficie protetta.

Vi sono però anche inconvenienti biologici che si pongono dove viene adottata questa pseudo-soluzione:

– se la recinzione viene fatta bene, non entrano gli erbivori ma neanche predatori come la volpe ad esempio; è da citare a monito il caso riportato in letteratura di una particella della Wiener Wald che, per essere stata troppo bene protetta contro i cervidi, è stata interamente devastata dei piccoli roditori, rimasti senza nemico alcuno...;

– d'altra parte, la recinzione delle particelle in rinnovazione impedisce alla fauna l'accesso a zone del bosco scoperte e per questo ricche di vegetazione erbacea e di fogliame; se si estende su di una superficie troppo vasta, forza la fauna a trovare tali zone altrove, e il problema non resta che trasferito in luoghi poco distanti;

– all'apertura del recinto, terminata la fase critica per quanto riguarda il brucamento, è stato dimostrato che la vegetazione (ricca in quanto cresciuta indisturbata) attira molto gli animali prima esclusi, creando quindi concentrazioni anomale degli stessi con un maggior rischio di danno per quanto riguarda fregoni e scortecciamenti;

– infine l'attrazione che gli animali provano per la rigogliosa zona recintata (soprattutto dopo che la rinnovazione si è insediata), spesso è tale da rendere impossibile ogni ragionevole tentativo di tenere il recinto "vuoto".

Fatte queste necessarie premesse, passiamo ad esaminare i principali sistemi di recinzione, precisando ancora che bisognerà avere ben chiaro da quale danno e da quale specie desideriamo proteggere la nostra piantagione o la nostra zona di rinnovazione, perché da questi fattori dipenderà il tipo di recinzione; bisognerà poi oltre a questi due considerare anche la specie forestale protetta, per determinare la durata della protezione richiesta, in relazione al periodo "a rischio" tipico della specie medesima, del quale abbiamo parlato precedentemente.

* * * * *

Nei paragrafi che tratteranno dei singoli metodi di protezione, sono riportati in calce in parentesi quadra dei costi indicativi. Essi sono stati ottenuti semplicemente prendendo i costi in franchi riportati dal *C.E.M.A.G.R.E.F. (Centre National du Machinisme Agricole du Genie Rural, des Eaux et de Forêts - Ministere de l'Agricolture - France - Europe)* nel 1981, applicando il cambio medio di quell'anno nella nostra valuta e rivalutando al febbraio 1989 mediante applicazione dei tassi ufficiali.

È un operazione che farebbe rabbrividire qualsiasi economista, ma che ci fornisce degli ordini di grandezza utili per comparare i vari metodi.

4.1.1. Recinzione contro conigli e lepri

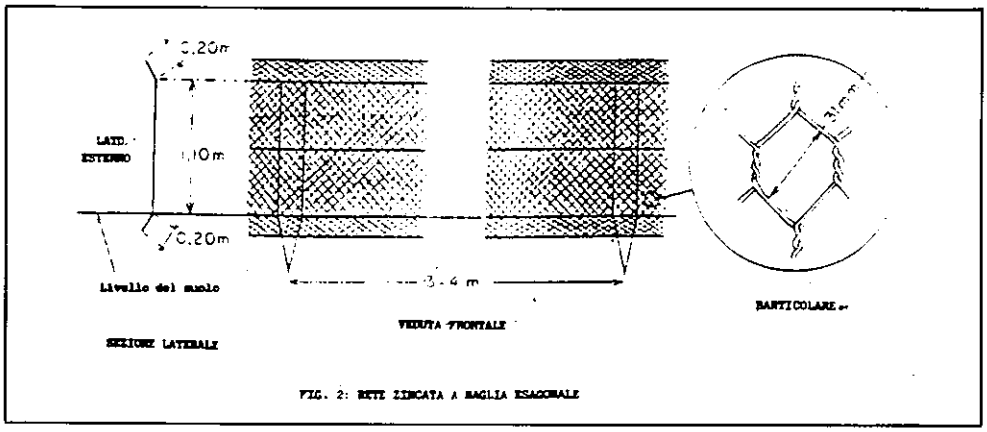


FIG. 2: RETE ZINCATA A MAGLIA ESAGONALE

È una protezione efficace a patto che la superficie protetta sia piccola (da 3 a 5 ettari); i lagomorfi approfittano della minima debolezza delle maglie per penetrare, per cui occorre una sorveglianza regolare, facilitata da un buon diserbo lungo il perimetro del recinto: essa deve inoltre essere intensificata a livello degli accessi e di eventuali attraversamenti di fossi e di piccoli corsi d'acqua.

(costo indicativo da 7300 a 9150 £/metro lineare)

4.1.2. Recinzione contro cervi e caprioli

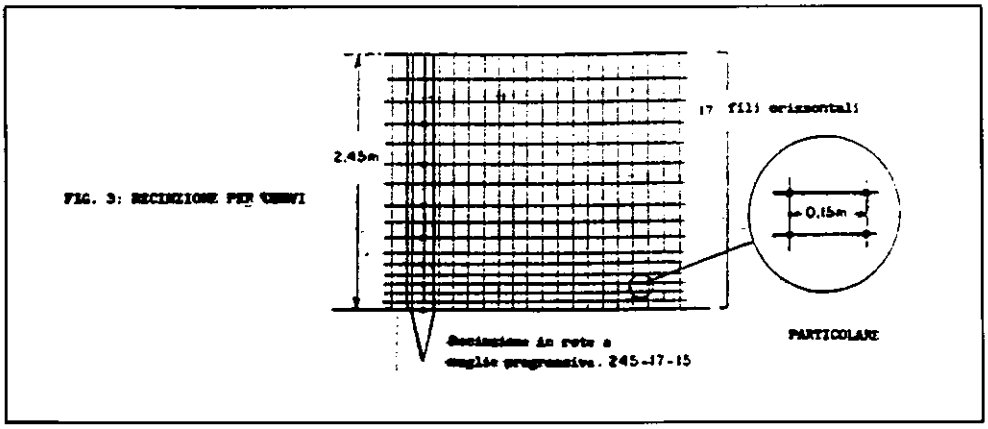


FIG. 3: RECINZIONE PER CERVI

La rete viene fissata su idonei picchetti posti almeno a 10 m l'uno dall'altro, opportunamente tesa e controventata negli angoli.

La scelta dei vari tipi di rete dipenderà (motivi commerciali a parte) da:

– durata scelta per la protezione: diametro dei fili e tipo di zincatura condizionano la vita media della rete;

– popolazioni di ungulati presenti: infatti in caso di presenza di cinghiali è consigliabile una rete meccanicamente resistente e se possibile parzialmente (anche poco) interrata; se poi si desidera proteggersi anche dal coniglio, è necessario raddoppiare la parte bassa fino a 1 m di altezza con rete adatta.

Molto importante è poi prevedere porte a senso unico che permettano l'uscita di animali che fossero riusciti a penetrare nel recinto.

Per essere efficace, il recinto non deve superare superfici relativamente piccole, dell'ordine di circa 10-15 ettari, deve essere effettuata una regolare sorveglianza e, soprattutto per il capriolo, bisogna evitare accuratamente la possibilità di passaggi in concomitanza con fossi o dislivelli naturali.

(costo indicativo 12.800 £/m per il capriolo e da 16.500 a 18.300 £/m per il cervo)

4.1.3. Recinzioni a doppia rete

Per ridurre i costi, specialmente quando non è necessaria una protezione di lunga durata, si possono sovrapporre due strisce di rete: una a forte resistenza meccanica, nella parte inferiore, di m. 1-1,20 di altezza, l'altra più leggera nella parte superiore. Le due strisce saranno rese solidali con filo di ferro zincato; è invece sconsigliato sostituire la striscia superiore con due o tre ordini di filo spinato, nei quali gli animali potrebbero infilarsi.

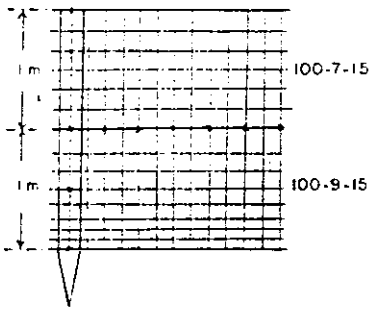


FIG. 5: RECINZIONE PER CAPRIOLI A DUE ORDINI DI RETE

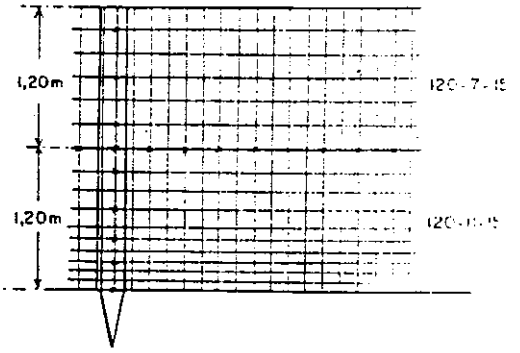


FIG. 6: RECINZIONE PER CERVI A DUE ORDINI DI RETE

Questo tipo di chiusura, a fronte di minor costo, richiede una maggiore sorveglianza per la sua minore resistenza meccanica nel punto di giunzione delle due strisce.

(costo indicativo da 6.600 a 11.000 £/metro lineare)

4.1.4. Recinzione contro cinghiali

Anche se il cinghiale non crea grossi danni in foresta, questo tipo di chiusura può tuttavia rendere localmente dei servigi in zone meritevoli per qualche motivo di essere particolarmente protette. Deve essere molto resistente meccanicamente e, dato il comportamento scavatore di questo ungulato, è preferibile interrare la base della rete e tendere a livello del suolo un filo spinato. Un'altezza dell'ordine del metro è sufficiente per la rete.

4.1.5. Recinzione elettrica

La recinzione elettrica in ambiente forestale non può generalmente essere utilizzata che per protezioni di breve durata, per esempio per recintare rapidamente e per qualche mese dei popolamenti soggetti ai fregoni dei maschi di capriolo e al brucamento dei cervi.

Per ottenere un rendimento ottimale è indispensabile realizzare una messa a terra perfetta e in più occorre verificare l'isolamento della recinzione in maniera regolare, facendone il giro il più sovente possibile per eliminare le "masse" (vegetazione a contatto dei fili) o riparare eventuali danni (caduta di rami, pietre etc.).

Il terreno deve essere decespugliato per una larghezza di m 1-1,5 da una parte e dall'altra del filo, per permettere trattamenti meccanici del suolo.

Possono anche essere usati *(sic!)* diserbanti totali o selettivi a seconda della vegetazione presente. I pali di sostegno vanno almeno messi a 10 metri l'uno dall'altro, mentre l'altezza e il numero dei fili varia a seconda della/e specie dalla/e quale/i ci si vuole difendere, secondo il seguente schema:

Specie	h dei fili da terra
Cinghiale	cm. 20 – 50
Capriolo	cm. 25 – 55 – 90
Cervo	cm. 40 – 90 – 130
	cm. 26 – 60 – 120

L'adozione di un ulteriore filo di massa non elettrificato a circa 20 cm. da terra aumenta l'efficacia della protezione, in quanto l'animale risente al massimo dello shock elettrico se tocca contemporaneamente il filo elettrico e quello di massa. È inoltre consigliata su grandi perimetri l'alimentazione a settori.

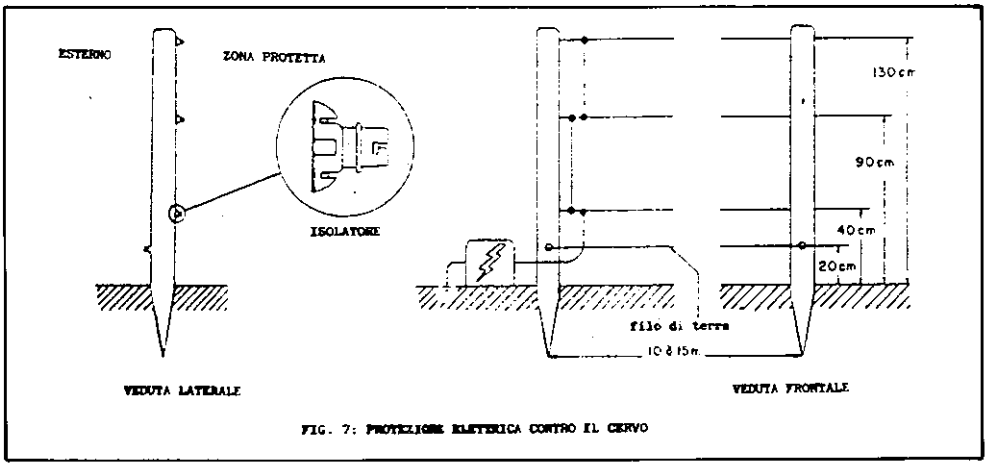


FIG. 7: PROTEZIONE ELETTRICA CONTRO IL CERVO

La posa in opera di una recinzione a fili elettrificati contro conigli e lepri è praticamente impossibile in ambiente boscato, tenendo conto della minima altezza da terra del filo inferiore (7 cm. circa). Per i lagomorfi esiste poi ancora, anche se per utilizzi più agricoli che forestali, la rete elettrificata a maglie di nylon e acciaio inossidabile: 7 fili orizzontali dei quali i 6 superiori elettrificati, picchetti di plastica, un elettrificatore ogni 1000 m. di rete. Essa va piazzata con una leggera inclinazione verso l'esterno, e il diserbo và effettuato per circa mezzo metro.

(costo indicativo da 2.900 a 3.700 £/m lineare su perimetri di almeno 1000 m).

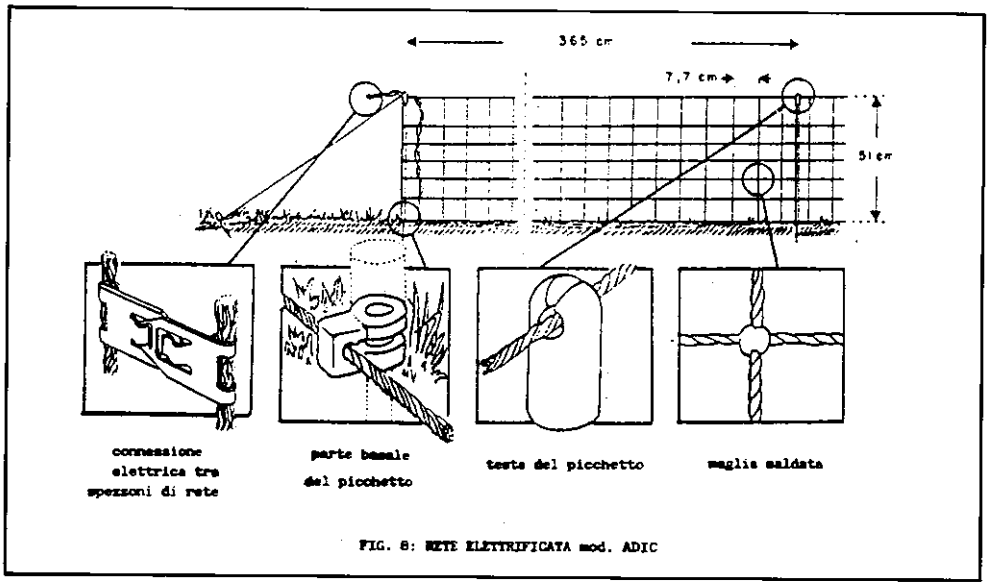


FIG. 8: RETE ELETTRIFICATA mod. ADIC

È stata anche sperimentata una recinzione contro i cinghiali "leggera", con picchetti di ferro (tondini da c.a.) e isolatori a coda di maiale. Il sistema adottato con questi materiali si è rivelato debole, con casi di penetrazione dovuti perlopiù a interruzioni di funzionamento per messe a terra accidentali, provocate quasi sempre dalla vegetazione.

(costo indicativo £ 104.000 ha anno su estensioni di almeno 600/ha).

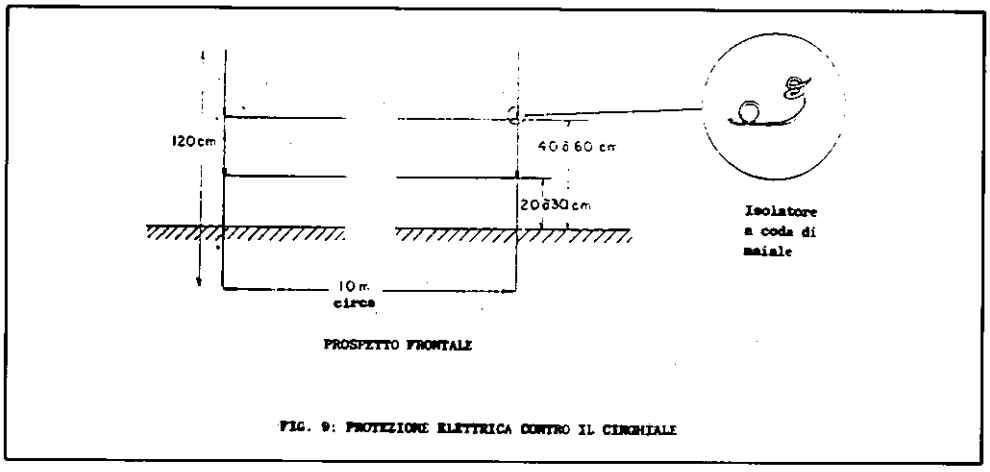


FIG. 9: PROTEZIONE ELETTRICA CONTRO IL CINGHIALE

Per tutte le recinzioni a filo, migliore è l'isolamento, più efficaci sono. Esse devono inoltre essere ispezionate, talvolta quotidianamente: gli animali frequentano regolarmente i bordi della zona protetta, approfittando del minimo malfunzionamento per penetrare all'interno del recinto.

È possibile, tirando al risparmio, sostituire uno dei fili (il mediano in genere) con un filo simile agli altri ma non elettrificato. Questo è efficace solo se gli altri sono isolati in modo adeguato.

(Il costo indicativo è da 1.500 a 2.200 £/m su 3 fili per perimetri di almeno 2.000 m ed estensioni di almeno 20 ha).

* * *

Si segnala che sono state anche sperimentate, con scarsissimi risultati, metodi chimici consistenti nella perimetrazione con repellenti: essi si sono mostrati tutti alquanto labili e praticamente ignorati dopo una media di 15 giorni circa.

* * *

4.2. Protezione individuale

Pur permettendo la libera circolazione della fauna in una zona di rinnovazione, gli impedisce l'accesso alle piante o alle parti di esse che appunto sono da protegge.

4.2.1. Protezione individuale totale

Si tratta di proteggere le piante contemporaneamente contro tutti i tipi di danni possibili di una o più specie animali: questo non può essere realizzato che con dispositivi a forma di manicotto che circondino completamente i fusti.

Le loro caratteristiche varieranno a seconda che occorra proteggere da lagomorfi, da ungulati o da entrambi.

Contro lagomorfi:

la protezione contemporanea dal brucamento e dal rosicchiamento della scorza riguarda (data la taglia degli animali) piante al di sotto degli 80 cm circa, per la quale si usa un manicotto in griglia metallica così preparato: cm 70x80 di griglia tripla torsione a maglie esagonali di 31-34 mm con filo Ø mm 1; un picchetto rotondo di diametro cm 4 circa; si pianta il picchetto a 10-15 cm dalla base della pianta e si piazza loro attorno la rete con altezza cm 70 (si ottiene un diametro del manicotto di cm 25 circa) fissandola al picchetto stesso con quattro legature di filo di ferro Ø mm 1, curando che la base del manicotto così ottenuto aderisca bene al suolo.

(il costo indicativo è di £ 1.800 cadauno).

Esistono anche in commercio manicotti prefabbricati, con attacchi rapidi; esiste anche un tipo realizzato con picchetti metallici per fissarli al suolo, già saldati alla rete, degradabili e non zincati (costo indicativo £ 1.300 cadauno).

Poco usate sono le griglie in materie plastiche, che richiedono due picchetti e, a seconda del materiale, possono richiedere un interramento parziale, di difficile realizzazione attorno alle pianticelle.

Contro capriolo:

manicotto in griglia metallica così predisposto: cm 100x110 di griglia zincata tripla torsione a maglie esagonali di 37-41 mm con filo Ø mm 1; due picchetti rotondi di 150 cm Ø 4 cm circa; se la pianta ha diametro sufficientemente piccolo si forma il manicotto chiudendo la rete, con altezza 110, su se stessa e legandola sul lato verso la pianta di uno dei due picchetti (che resta così esterno al manicotto); se la pianta ha diametro che non permette di procedere come sopra, si fissano sul picchetto solo i bordi, ottenendo il massimo diametro di manicotto; nell'attorniare il fusto della pianta con il manicotto (posto a circa 15 cm tutto intorno) occorre curare che la rete aderisca al suolo; infine si pianta all'interno del manicotto il secondo picchetto in posizione diametralmente opposta all'altro, contro la rete ma senza legarlo. Le parti taglienti della griglia si devono trovare in alto e in basso, perché si ridurranno così i tentativi di sollevamento o di schiacciamento; il sistema così descritto è valido contemporaneamente anche contro i lagomorfi.

(il costo indicativo è di £ 4.000 l'uno)

Contro cervo:

si costruisce il solito manicotto con lo stesso tipo di griglia, ma con dimensioni 180x120 Ø 150 cm a seconda del diametro delle piante, maglia di 51 cm con filo da 1,3 mm Ø; due picchetti rotondi di cm 220 diametro, cm 5 o un tutore di cm 250 diametro cm 7; i picchetti vanno messi nel solito modo a 20-25 cm dal fusto. Se la pianta supera i 180 cm (come nel caso del pioppo) occorre usare il tutore fissato alla pianta stessa come supporto per la griglia, per evitare che l'animale, erigendosi sulle zampe posteriori per raggiungere dei rami laterali, rompa la cima tirando in giù. Per daini o mufloni, stesso tipo di manicotto ma più basso (da 150 a 160 cm). Questo tipo di manicotto non mette del tutto al sicuro né dal brucamento del capriolo, né dai danni dei lagomorfi.

(costo indicativo £. 6.450 cadauno)

Considerazioni finali sull'uso di manicotti

I prezzi di tali protezioni sono proibitivi per impianti forestali a densità normale, ma possono essere usati per arboricoltura di pregio come pioppeti e frutteti. Inconvenienti segnalati:

- rischio di inglobamento della griglia nei fusti in crescita o rischio di abrasioni da sfregamento della griglia stessa;
- rischio di crescita del getto terminale attraverso la griglia;
- impossibilità di procedere a eventuali spollonature all'interno del manicotto;
- rischio di roditura da parte dei lagomorfi o di svellimento da parte dei cervi per le griglie in materia plastica;
- rischi di afflosciamento dei manicotti insufficientemente rigidi.

La durata dipende dai materiali impiegati, in particolare bisogna tener presente l'azione del gelo e degli u.v., che distruggono in 3-5 anni le protezioni in materia plastica, e che la plastica di colore verde sarebbe più resistente di quella gialla o bianca.

Bisogna poi anche considerare che occorre procedere alla rimozione al termine del periodo stabilito, con ulteriori costi, a meno di utilizzare griglie sicuramente degradabili. L'utilizzo per confezionare i manicotti di reti a maglia rettangolare (progressiva) anziché di quelle descritte è attualmente antieconomico.

4.2.3. Protezione individuale specifica

L'aggettivo "specifico" è qui riferito alle varie tipologie di danno: infatti di protezioni da uno o più dei tre tipi principali di danno: brucamento, fregoni e scortecciamento.

4.2.3.1. Protezione individuale chimica contro il brucamento

Si tratta di prodotti repulsivi che devono essere applicati direttamente sui germogli da proteggere; sono in pratica prodotti chimici che agiscono soprattutto su meccanismi sensoriali, in particolare sul gusto e l'olfatto degli animali: la loro efficacia è legata a un equilibrio tra l'intensità della repulsione provata e quella del bisogno fisiologico o comportamentale che sta all'origine del danno; al limite, nessun repulsivo sarà in grado di contrastare un bisogno portato al suo parossismo! Le caratteristiche dei prodotti usati devono essere le seguenti: bassa o nulla fitotossicità, facile miscelabilità in caso di prodotti concentrati, persistenza una volta applicati e ancora resistenza al dilavamento e al disseccamento. Le applicazioni devono essere fatte: in periodo di riposo vegetativo, per evitare rischi di fitotossicità; con tempo secco e senza gelo per favorire l'applicazione e la persistenza; possibilmente prima del periodo della comparsa annuale dei danni, vale a dire da noi per lo più in tardo autunno; vanno inoltre ripetute, oltre che per la durata fisica del prodotto applicato, a causa della crescita di nuove parti non protette.

Il prodotto può essere applicato sia prima della piantagione, immergendo nel prodotto e facendo sgocciolare e asciugare prima di piantare, sia su piante già radicate, nei vari modi di seguito elencati con relativi pregi e difetti.

– Usando un secchio da 5 litri nel quale immergere rapidamente, flettendola, l'estremità del germoglio: questo metodo consuma una gran quantità di prodotto.

– Usando guanti di gomma (utilizzabile con prodotti sufficientemente densi): si tratta di prendere un po' di prodotto nel palmo della mano e applicarlo, cercando di evitare colamenti; si consuma ugualmente una gran quantità di prodotto.

– con spazzola, semplice o doppia: la si immerge nel prodotto e si pinza leggermente l'estremità del germoglio risalendo 1 o 2 volte; ben bagnata la spazzola serve per 6-10 piante; l'uso è molto stancante per la mano e la spazzola deve essere ben lavata al termine dell'uso e immersa nel prodotto in caso di brevi soste altrimenti diventa rapidamente inadatta all'uso a causa dell'indurimento.

– Esiste un modello di spazzola doppia alimentato da un bidone spalleggiato, che evita l'uso del secchio e limita le perdite per colatura: è molto adatta per il trattamento con prodotti fortemente viscosi.

– Doppio rullo di spugna plastica: si immerge nel secchio la pinza, simile alla spazzola doppia; medesimo uso e difetti.

Tutti i mezzi fino a qui descritti sono "piacevoli" tanto più quanto più piccole sono le piante: quando si supera il "petto d'uomo" (130 cm circa), il lavoro diventa molto più lungo e penoso.

– Uso di un polverizzatore a pompa manuale tipo vigna o Indian, che tuttavia deve avere alcuni requisiti: serbatoio capace di almeno 8-10 litri; pressione dell'ordine di 5 kg/cm^2; ugello che dia un basso angolo di dispersione al getto (contrariamente al normale ugello con getto a cono); in più i prodotti devono essere filtrati da particelle grossolane che potrebbero bloccarne il funzionamento, e deve essere eseguita al tutto una completa e accurata pulizia quotidiana; ancora, non possono essere utilizzati prodotti viscosi.

Come contropartita si ha la facile applicazione del prodotto anche ad altezze superiori a quelle raggiungibili senza inconvenienti con gli altri metodi.

(Il costo varia a seconda del prodotto e degli sprechi nell'applicazione; comunque calcolando 25-30 kg di principio attivo per circa un ettaro di piante a densità normale (2.500 ca.), si può indicare il costo complessivo del trattamento da £ 202.000 a £ 312.000)

4.2.3.2. Protezione individuale meccanica contro il brucamento

I materiali usati non hanno che una efficacia saltuaria nei confronti dei lagomorfi, mentre sono certamente utilizzabili contro i cervidi: si tratta in pratica di posare un dispositivo repulsivo sull'apice terminale prima dell'inverno.

– *Conetti di alluminio*: un foglio leggero di alluminio di cm 6x8 viene pinzato leggermente attorno al getto, in forma di cono aperto verso l'alto e circondante la gemma terminale. Conviene non stringerlo troppo alla base e spostarlo verso l'alto mano a mano che la pianta cresce; poco costoso, di applicazione molto rapida e fattibile anche con clima piovoso, materiale poco ingombrante.

Applicabile su latifoglie e conifere eccetto i pini: sconsigliabile in zone soggette a precipitazioni nevose (costo indicativo 2.500 piante/ha £ 275.000).

– *Fibre acriliche*: soprattutto per conifere. Si utilizza una matassa di fibre acriliche tenuta in una sacca con un capo che sporge e dal quale si tagliano ogni volta circa 15 cm, che vengono arrotolati attorno alla gemma terminale senza stringere troppo e senza ricoprirla del tutto. Poco costoso e poco ingombrante, è però impossibile da applicare con forte pioggia; le fibre si attaccano alla minima asperità, perfino ai calli delle mani, e se sono male aggrovigliate attorno alla gemma, un forte vento può asportarle (costo indicativo per 2.500 piante/ha/anno £ 275.000).

– *Collarini di plastica autobloccanti con punte*, appositamente costruiti (costo indicativo per 2.500 piante/ha/anno £. 550.000).

In conclusione il costo di questi dispositivi è paragonabile a quello dell'applicazione dei repulsivi chimici più costosi: il vantaggio è quello di poter essere applicati quasi in ogni condizione atmosferica e di evitare il trasporto di grossi e sporcanti bidoni di prodotto.

4.2.3.3. Protezione individuale contro i fregoni

Per quanto riguarda le protezioni chimiche, sono scarsi i prodotti contro il capriolo e mancanti del tutto prodotti efficaci nei confronti del cervo. Per quanto riguarda le protezioni meccaniche si tratta in pratica di impedire all'animale di avvicinare comodamente il proprio palco al fusto da proteggere, con dispositivi pungenti o con materiali plastici che inguainino la pianta.

Contro il capriolo

Possono essere usati diversi *dispositivi pungenti*, a partire dall'utilizzo di prodotti di sfolli e diradamenti (fig. 10), all'uso del filo spinato e paletti (figg. 11 e 12), all'uso ancora di manufatti in ferro appositamente costruiti (figg. 13 e 14). È però indispensabile ispezionare la piantagione tutti gli anni per evitare che i dispositivi metallici si incastrino

nelle piante; alla fine della protezione è necessario rimuovere il tutto senza lasciarne traccia sul terreno, per via della loro pericolosità intrinseca (il costo indicativo è di £ 730 / 1.460 cadauno).

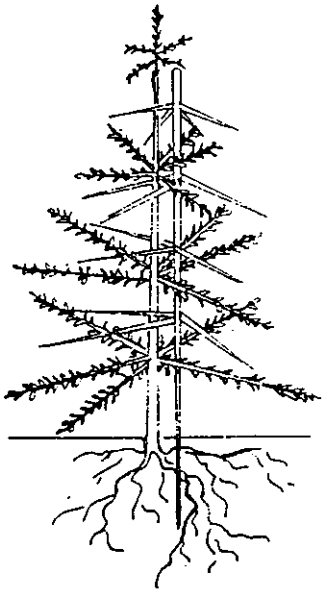


Fig. 10

– Possono essere utilizzati i *manicotti di rete* già visti per il brucamento.

– Si possono infine utilizzare protezioni costituite da una banda di materia plastica semirigida che avvolge completamente il tronco, applicabile ovviamente solo in assenza di rami bassi laterali, ricavata nei due modi seguenti:

– la *protezione "a spirale"* viene effettuata con una striscia alta cm 8 di materia plastica, provvista di fori di aereazione, che si posa facilmente attorno al fusto su un'altezza di m 1, senza rischi di "incorporazione" del materiale (costo indicativo da £ 623 a £ 2.785 cadauna);

– protezione mediante un tubo di plastica tagliato secondo una generatrice e perforato a quinconce, che viene fissato lungo il tronco con attacchi in plastica che occorre annualmente aprire onde evitare la loro "incorporazione" nel tronco stesso (costo indicativo da £ 367 a £ 2.015).

Dei due sembra più resistente la protezione a spirale. Indispensabile comunque la perforazione, che evita i guai causati da materiali di fortuna (attacchi fungini etc). Da ricordare comunque che si tratta di plastica, con una durata ben definita.

Contro il cervo

– Impensabili per le dimensioni i dispositivi pungenti.

– Nel caso di pioppi e di piante senza bassi rami laterali è pensabile solo l'uso di manicotti o di protezioni in plastica.

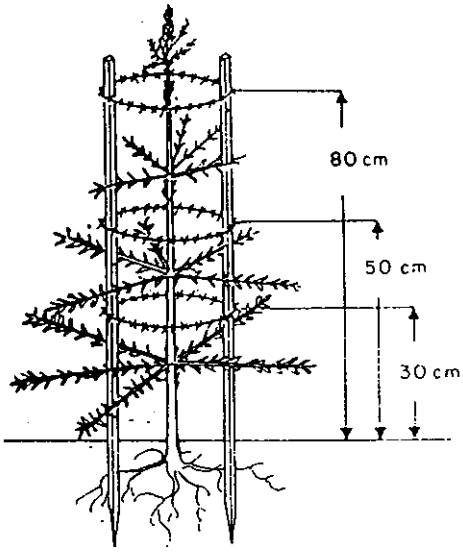


Fig. 11

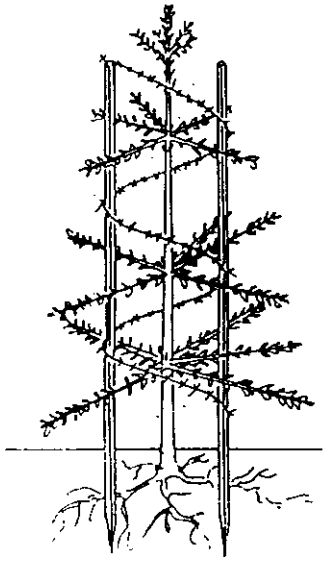


Fig. 12

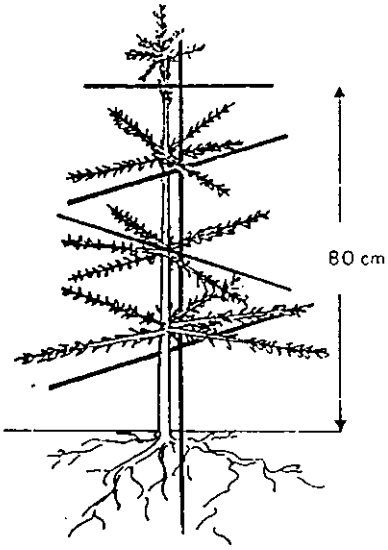


Fig. 13

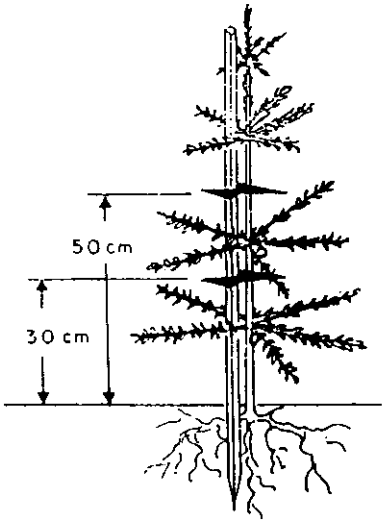


Fig. 14.

– Nel caso di conifere provviste di rami laterali bassi verdi, è possibile procedere alla "legatura verde", consistente nel raccogliere i rami lungo il tronco, e mantenerli in questa posizione a guaina con del fil di ferro (m 7 ca per pianta). Il trattamento si effettua in periodo vegetativo (maggiore flessibilità dei rami), è praticamente definitivo, serve anche contro gli scortecciamenti, e può essere facilitato da apparecchi appositi, in uso oltre Reno in Francia, dove il metodo è largamente applicato.

(il costo indicativo da £ 1.830 a £ 2.200 per pianta).

4.2.3.4. Protezione individuale contro lo scortecciamento

A causa dei costi elevati e del lungo periodo in cui devono funzionare i dispositivi atti a prevenire il danno, questi non possono essere adottati che su un numero di fusti limitato.

– Non esistono praticamente *metodi chimici*

– Può venire utilizzata la *protezione in materia plastica*, analogamente a quanto visto per i fregoni, soprattutto nei pioppeti minacciati dal cervo (altezza minimale da proteggere m 1,8). In Polonia viene anche utilizzata sui rimboschimenti di pino silvestre nel tipo "a spirale", per le altezze tra m 0,6 e m 1,4 minacciate dal cervo.

– La "*legatura verde*" realizza una buona protezione ma impedisce la potatura dei rami bassi, consigliabile selvicolturalmente.

– *Trattamento con raschietto di Gerstner*: si basa sul fatto che al di sopra di una certa età la corteccia diventa sufficientemente rugosa da non essere più attaccata dagli animali; il raschietto è fabbricato in modo da creare delle scalfitture interessanti il felloderma: la reazione di cicatrizzazione provoca, dopo una fuoriuscita di resina, una differenziazione precoce del ritidoma e delle rugosità che esercitano un effetto repulsivo. Il trattamento non ha bisogno di essere ripetuto, deve essere effettuato esclusivamente in pieno periodo vegetativo ma deve toccare più piante possibile in stagione.

Non può ovviamente essere effettuato che su specie a scorza sufficientemente spessa (abeti rossi e abeti bianchi), evitando che venga toccato l'alburno: sono dunque escluse le altre specie dissimili e le latifoglie.

Si produce trattando (nelle basse perticaie) solo i soggetti d'avvenire, da 400 a 600 piante/ha: i tagli, lunghi 4-8 cm e distanti tra loro altrettanto, sono praticati obliquamente (45°) sulla totalità del tronco, da cm 70 a cm 180 per il cervo (per il daino e il muflone bastano 140 cm). Bisogna sempre tener conto di altezze "a monte" nel caso di terreni in pendenza!

Questa protezione, alla luce dei risultati ottenuti sui Vosgi, appare particolarmente efficace. (costo indicativo da £ 586.000 a £ 880.000/ha).

– *Rete in materia plastica*: anche questa non si può concepire che per un numero limitato di soggetti, ma può essere adottata su qualsiasi specie legnosa; si tratta di bobine alte mm 75 o 150 e lunghe m 100, di rete a maglie 5x5 mm, con la quale si "benda" il tronco per l'altezza voluta. La sua estensibilità permette di assecondare la crescita dell'albero e la sua durata è di una decina di anni.

(costo indicativo da £ 14.600 a £ 25.650/100 m lineari).

BIBLIOGRAFIA

ALLAIN R., COMMEAU A., PICARD J.F., 1978 - *Etude des relations forêt-cervidés en forêt domaniale d'Arc*, en Barrios (Haute-Marne). R.F.F. 30, 5, 333-352.

ARRU (G.M.), *Danni causati da lepri al pioppo e mezzi di difesa*. Cellulosa e carta XXV-2, 1974, pp. 37-46.

BAYERN A. VON, BAYER J. VON (1983) - *A propos du Chevreuil*. Gerfaut. Club éd., Paris, 245 p.

BERDUCOU, C., *Alimentation hivernale de l'isard*. Bulletin de l'Office National de la Chasse, 1975, n. 4, pp. 195-227.

BLAISE, J.M. (1983) - *Le problème des dégâts de grand gibier dans le nord des Vosges. Conséquences sylvicoles ed économiques dans la Réserve National de la Petite-Pierre (Bas-Rhin)*. Mémoire de 3 année, E.N.I.T.E.F., Nogent/Vernisson.

C.E.M.A.G.R.E.F., 1981 - *Degats du gibier: Identification. Méthode de protection*. Note technique n. 44, 1-64.

CROMBRUGGHE (S.A. DE), *Traitement préventif de l'écorcement causé par les ruminante à certaines essences résineuses au moyen du rabot de GERSTNER*. Bulletin de la Société Royale Forestière de Belgique, 1974, 81 (8-9), pp. 358-362.

CURRADO I., SCARAMOZZINO P.L., BRUSSINO G. - *Note sulla presenza dello scoiattolo grigio* (Sciurus Carolinensis Gmelin, 1788) in Piemonte Annali Fac. Sci-Agr. Univ. Torino Vol. XIV, pp. 307-331, 1987.

DABURON H. - *Les degats de cerf et de chevreuil en forêt*. Revue forestiere francaise, novembre 1983, pp. 860-874.

DURANTE S., 1986 - *Rapporto fra gestione del patrimonio forestale e presenza dei grossi ungulati in Valle Susa*. Provincia di Torino, Atti del Convegno "Ungulati selvatici e territorio", Torino 12-7-1983, 31-49.

EIBERLE K., 1982 - *Wildbiologische Grundlagen zum Verstandnis des Wildschadenproblems*. Schweis. Z. Fortswes., 133, 11, 957-967.

KLEIN F., (1987) - *La gestion du cerf (Cervus elaphus) dans le secteur de la Petite-Pierre (Vosges du Nord)*. Ciconia, 11, 2: 97-108.

INSTITUT POUR LE DEVELOPPEMENT FORESTIER: *Les dégâts commis par le gibier. Conséquences et moyens de protection*. B.V.F. avril-mai 1980, n. 80/3, 44 p.

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE - *Special interaction grand gibier peuplements forestiers*. Bulletin mensuel n. 14 décembre 1989.

ONDERSCHEKA K., 1986 - *L'affouragement du cerf dans le paysage alpin "cultivé" est-ce absurditè ou une contributions au maintien des fonctions de l'écosysteme?* C.I.C. Symposium Cerf Rouge, Graz 19-22 juin 1986.

PATRIARCA E., - *Effetti indotti sulla vegetazione dall'attività di alimentazione del cervo nel parco Regionale "La Mandria"*. Torino 1988, in pubblicazione.

PEPPER (H.W.) - *Chemical Repellants*. Forestry Commission Leaflet n. 73, 1978, 35 p.

QUAGLINO A., MOTTA R., 1987 - *Rilievi sui danni da ungulati al patrimonio forestale del Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand*. Ann. Fac. Sci. Agr. Univ. Torino, 15, 295-306.

REGIONE PIEMONTE - *Piano Naturalistico del Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand*. Torino, 1983 in pubblicazione.

SAILLET B. - *Les dommages provoques par le grand gibier en forêt*. Bull. Inf. Off. Natl. Forêts, 1983 67: 15-22.

SAMPÒ A. - *Lo Eliomis Quercinus Lennaeus nella fitopatologia forestale*. Pubblicazione n. 159 del Centro di Entomotologia alpina e forestale del C.N.R., Torino 1971.

SZUKIEL E. - *Food Preferences of Deer in Relation to Winter Fodder Including Woody Plants*. Acta teriologica Vol. 26, 19: 319-330, 1981.

TEUSAN A. - *En marge d'un guide pratique des tecniques de protection contre les degat de gibier en forêt*. Revue forestieres francaise XXXV n. 4 1983.

UECKERMANN E., 1986 - *Etat des recherches sur l'origine des dégats occasionés par les cerfs*. C.I.C. Symposium Cerf Rouge, Graz 19-22 juin 1986, 352-371.

WOTCHIKOWSKI U., 1986 - *Vie nuove per una giusta gestione del cervo*. Provincia di Torino, Atti del Convegno Ungulati selvatici e territorio, Torino 12-7-1986, 53-72.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

F. Tradati - E. Ferro - C. Fraquelli

L'ESAME SEMEIOLOGICO NEI RUMINANTI SELVATICI E PATOLOGIE NON TRASMISSIBILI

Istituto di Patologia Speciale e Clinica Medica Veterinaria
Università degli Studi - Facoltà di Medicina Veterinaria
Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

Nella presente lezione viene tracciato uno schema di approccio clinico alle patologie non trasmissibili della selvaggina, con particolare riferimento al cervo, al capriolo ed al camoscio.

Vengono definite "malattie non trasmissibili" tutte quelle forme morbose che non hanno eziologia di natura batterica, virale o parassitaria.

È importante sottolineare come non tutte le malattie non trasmissibili siano da sottovalutare in quanto alcune di esse, in particolari situazioni, possono colpire un consistente numero di animali. Inoltre queste patologie, come è già stato largamente dimostrato negli animali domestici, possono agire da fattori debilitanti e quindi predisponenti per l'insorgenza di malattie a carattere epizootico.

Per una migliore salvaguardia del patrimonio faunistico, è quindi necessario porre loro più attenzione ed attribuire maggiore importanza.

In primo luogo è necessario stabilire i punti fondamentali dell'esame clinico che, nei ruminanti selvatici, si basa principalmente sulle osservazioni fatte per lo più a distanza con l'ausilio di mezzi ottici e pertanto non può essere così circostanziato come negli animali domestici. Tale esame inoltre, non ricalca con fedeltà lo schema dell'indagine semeiologica tradizionale. Innanzitutto l'anamnesi precede il segnalamento e ciò è giustificato dal fatto che quest'ultimo, unitamente all'esame obiettivo generale, viene effettuato in campo mentre l'anamnesi può essere raccolta precedentemente anche a distanza, avvalendosi delle informazioni che ci vengono fornite da coloro che si occupano della gestione del patrimonio faunistico. Negli animali selvatici, inoltre, l'indagine clinica diretta si fonda esclusivamente sull'esame obiettivo generale in quanto, per ovvi motivi, l'esame obiettivo particolare dei singoli apparati non può essere effettuato.

Anche l'esame obiettivo generale appare incompleto poiché nell'animale selvatico è impossibile rilevare la temperatura corporea, esplorare mucose e linfonodi e valutare i caratteri del polso. Pertanto il più delle volte non è possibile giungere ad una diagnosi sicura, ma solo identificare i capi sospetti portatori di malattie.

A questo punto si delinea la necessità del prelievo dell'animale mediante cattura o, quando ciò non sia possibile, tramite l'abbattimento. Ciò riveste importanza non solo per l'esecuzione di un esame più dettagliato, ma anche per porre un ostacolo al rischio di diffusione di malattie infettive od infestive.

Comunque, anche in caso di patologie non trasmissibili l'allontanamento o l'eliminazione del soggetto sospetto non costituisce un errore, poiché come si è detto un animale debilitato incorre più facilmente in malattie a carattere diffusivo, diventando così il punto di partenza di eventuali epizoozie.

Dopo la cattura oppure l'abbattimento del soggetto sospetto è possibile l'esecuzione

dei vari esami collaterali e/o dell'esame anatomo-patologico, i quali ci permettono di pervenire ad una diagnosi sicura.

Anamnesi ambientale

È di fondamentale importanza una sua attenta valutazione in quanto molte patologie sono condizionate dall'ambiente.

Clima ed habitat

L'habitat in cui vive l'animale così come le precipitazioni atmosferiche condizionano sia il regime alimentare dell'animale e quindi lo stato di salute generale, sia gli spostamenti (giornalieri e stagionali) alla ricerca del cibo.

La conoscenza dei normali spostamenti è di fondamentale importanza in quanto una loro modificazione può essere la spia di una situazione patologica in atto. Ad esempio può insospettire la permanenza, anche in assenza di neve, di animali accanto alle baite situate più a valle.

È interessante notare anche l'incapacità di camosci particolarmente defedati od ammalati a risalire, in presenza di neve, verso le creste ed i versanti più soleggiati alla ricerca del cibo.

Le abbondanti precipitazioni nevose invernali rappresentano per gli ungulati selvatici un importante fattore selettivo. Infatti, dopo inverni particolarmente nevosi, in seguito alla scarsità di cibo, è facile osservare animali particolarmente magri, defedati e, nei cervidi, trofei scadenti. A tale proposito è bene ricordare come una temperatura ambientale troppo rigida sembra indurre, negli ungulati a corna caduche, turbe circolatorie con effetti negativi sullo sviluppo del trofeo. Tale affermazione è confermata dalla possibile osservazione, durante inverni particolarmente rigidi, di maschi con stanghe corte, ipotrofiche, amputate all'apice e non ramificate (trofeo del gelo del cervo e del capriolo). A causare questa malformazione transitoria concorrono l'indebolimento fisico e le malattie.

Anche l'inadeguato apporto alimentare, tipico di inverni nevosi e prolungati, danneggia la crescita delle stanghe nel senso di un iposviluppo delle stesse (trofeo della fame dei cervidi).

In situazioni climatiche particolarmente avverse inoltre, la ricerca del cibo diventa un importante fattore di stress, soprattutto nei maschi che, a differenza delle femmine, prediligono territori più isolati e spesso più ostili.

Anche le microlesioni causate dal ghiaccio vanno tenute in considerazione in quanto possono fungere da fattori predisponenti per l'insorgenza dell'ectima contagioso. Durante l'inverno infatti, i camosci per cercare le erbe coperte da neve e ghiaccio, rompono prima gli strati ghiacciati con gli zoccoli ed affondano quindi il muso nella neve per cercare il foraggio che è duro e gelato. Questo spesso provoca piccole soluzioni di continuo su labbra, mucosa orale e cute dell'estremità degli arti che costituiscono la porta d'entrata del virus responsabile della malattia.

La malnutrizione dipendente da carenze, sovraccarichi alimentari ed errori nel foraggiamento invernale può determinare la comparsa di patologie digestive quali: le indigestioni, il meteorismo ruminale e le abomaso enteriti.

Il malassorbimento che ne consegue si traduce in scadenti condizioni del soggetto, responsabili di altre patologie non necessariamente localizzate a livello di apparato digerente. A questo riguardo è sufficiente pensare al "trofeo della fame" precedentemente descritto.

Carenze alimentari durante il periodo della gravidanza inoltre, possono indurre ritardi del parto, riduzioni del peso alla nascita ed aumento della mortalità perinatale.

Per quanto riguarda le indigestioni del rumine queste sono provocate da squilibri alimentari di tipo quali-quantitativo, in grado di causare dismicrobismi ruminali. Situazioni di questo tipo si possono verificare in primavera, in seguito ad una alimentazione con foraggio fresco ricco in sostanze proteiche, oppure durante il periodo invernale quando l'animale si reca alle mangiatoie ed assume quantità eccessive di carboidrati.

Nel primo caso si verifica un'intensa moltiplicazione di batteri proteolitici e contemporanea diminuzione di batteri cellulosolitici ed amilolitici, con aumento dell'NH3 e del pH del rumine. All'alcalosi ruminale segue ipomotilità o atonia dell'organo stesso.

In una seconda fase, per un netto incremento della flora microbica anomala può insorgere la cosiddetta "putrefazione" del contenuto ruminale, caratterizzata dalla presenza di sostanze tossiche quali l'indolo, lo scatolo, la putrescina, ecc. (ruminotossiemia).

Durante il periodo invernale, invece, un'alimentazione ricca di carboidrati favorisce la moltiplicazione dei batteri glucolitici con conseguente abnorme produzione di acido lattico e diminuzione del pH ruminale. In questo stadio l'acidosi si limita al contenuto ruminale. Successivamente, in seguito all'intensa moltiplicazione dei lattobacilli ed all'ulteriore abbassamento del pH, si instaura un'acidosi metabolica. Compaiono in questa fase anche gravi enteriti accompagnate da diarrea profusa.

Sia nell'alcalosi, sia nell'acidosi lo squilibrio dell'ecosistema ruminale provoca una diminuzione della produzione degli acidi grassi volatili (fondamentale fonte energetica dei ruminanti) con conseguente deperimento organico.

Tale diversificazione stagionale nella comparsa dei diversi tipi di patologia si può osservare anche nel caso del meteorismo ruminale. Infatti durante l'inverno il freddo e l'acidosi, responsabili di atonia del rumine predispongono al meteorismo gassoso primitivo; in primavera, invece, l'eccesso di proteine vegetali facilita la comparsa del meteorismo schiumoso.

La sintomatologia del meteorismo è caratterizzata da un asimmetrico aumento del volume addominale (fossa del fianco sinistra) ed inoltre, col subentrare delle complicanze (dovute alla compressione del rumine sugli organi della cavità addominale e toracica), è possibile osservare dispnea, atteggiamento di testa estesa sul collo, falsa cifosi ed arti divaricati, sintomi legati all'insufficienza respiratoria.

Da ultimo merita di essere menzionata la cosiddetta diarrea primaverile del capriolo. Essa è maggiormente diffusa nelle zone sovraffollate ed interessa soprattutto i soggetti giovani e quelli più vecchi. Per quanto riguarda l'eziologia sono state ipotizzate varie cause quali diminuzione delle difese organiche in seguito alla ridotta e cattiva qualità dell'alimento durante il periodo invernale, ingestione di cibo brinato o gelato, eccessiva assunzione di trifoglio o di mais, brusco cambio di alimentazione con passaggio al foraggio verde molto ricco in proteine e povero di cellulosa. Si verrebbero così a creare

le condizioni per la comparsa di una dispepsia putrefattiva con conseguente enterotossiemia.

Per prevenire l'insorgenza di tale patologia può essere utile, durante il periodo invernale, distribuire nelle mangiatoie oltre a lievito, carbone vegetale, ghiande di quercia polverizzate, castagne, fieno d'erba ed insilati di ottima qualità, anche concentrati proteici e miscele di minerali per supplire agli squilibri che si possono facilmente instaurare in questa stagione.

Il foraggiamento invernale acquista particolare importanza nelle zone ove con maggior facilità sono presenti carenze alimentari oppure durante gli inverni molto rigidi con abbondanti precipitazioni metereologiche.

Una particolare attenzione deve essere posta nell'allestimento delle mangiatoie. L'alimento infatti non dovrà mai essere posto semplicemente a terra e, comunque, dovrà essere sistemato in modo tale da non venir imbrattato con le feci. Questo accorgimento è di fondamentale importanza per evitare la trasmissione di malattie infettive e parassitarie.

Esiste inoltre il pericolo che l'alimento imbrattato da feci ed urine si alteri determinando la comparsa di dismicrobismi ruminali.

Oltre a queste, le altre regole utili all'attuazione del foraggiamento invernale possono essere così riassunte:

– evitare di creare concentrazioni di animali; a tal fine le mangiatoie vanno dislocate in varie località;

– nello stesso centro devono esserci varie greppie in modo che gli animali dominanti non impediscano agli altri di cibarsi;

– la composizione della razione deve soddisfare le esigenze proprie di ciascuna specie;

– evitare di rendere gli animali talmente dipendenti dalla mangiatoia da far perdere loro la capacità di nutrirsi in modo autonomo. Il foraggiamento quindi non deve costituire l'unica fonte di sostentamento e sostituire per intero l'alimento naturale;

– iniziare il foraggiamento invernale con un certo anticipo e con gradualità in modo da abituare l'apparato digerente dell'animale al cambio d'alimentazione;

– la zona dove si foraggia deve essere ubicata in zona accessibile anche in condizioni atmosferiche avverse.

Deve essere inoltre sicura e tranquilla, tale da permettere un uso multiplo del centro (cattura, osservazioni, controlli sanitari, ecc.).

Anche le saline allestite per i camosci rappresentano un grosso problema d'igiene in quanto giocano un ruolo importante nella diffusione delle malattie infettive ed infestive. Infatti, richiamando molti camosci, favoriscono i contatti tra animali sani ed ammalati e la trasmissione indiretta tramite il materiale patologico o le deiezioni lasciate sul terreno da animali ammalati.

Consistenza numerica

Il sovraffollamento della nicchia ecologica, fino al superamento della sua capacità di carico, facilita non solo la diffusione di malattie infettive ed infestive, ma anche la comparsa di patologie non trasmissibili.

L'eccessivo sovraccarico del biotopo determina innanzitutto un grave impatto sulla flora che si concretizza con un grave depauperamento di molte essenze vegetali. È

proprio in situazioni di questo tipo che si possono verificare casi d'avvelenamento in seguito all'assunzione di piante alternative, ma tossiche. Infatti, quando la densità degli animali è bassa vengono utilizzate solo le essenze vegetali preferite. Nel momento in cui il carico del biotopo è eccessivo, queste diventano rare e gli animali sono così obbligati a cibarsi con piante normalmente evitate, che possono risultare tossiche.

La semplice constatazione di brucature a carico di queste specie può essere quindi considerato "campanello d'allarme ecologico".

Tra gli avvelenamenti da piante merita di essere menzionato quello dovuto al tasso (Taxus baccata). Questa è una delle uniche piante tossiche che viene assunta spontaneamente anche dagli animali selvatici. Il principio tossico è un alcaloide causa, sia nella forma acuta sia in quella cronica, di: ematuria, tremori muscolari, gemiti, collasso cardiocircolatorio e morte. Al tavolo anatomo-patologico si osservano reperti molto simili a quelli del carbonchio ematico. Significativo è il ritrovamento di aghi di tasso in grosse quantità nello stomaco.

La consistenza numerica troppo elevata per un determinato biotopo, infine, sembra aumentare lo stress a cui sono già normalmente sottoposti i maschi, nei quali si è infatti riscontrata una maggior incidenza di ipertrofia cardiaca ed arteriosclerosi coronarica soprattutto a livello delle arterie intramurali.

Altri fattori di stress per i maschi sono rappresentati dalle lotte nel periodo degli accoppiamenti. Infine gli individui gerarchicamente meno competitivi sembra subiscano una continua situazione stressante nel tentativo di risalire la scala gerarchica.

Antropizzazione

La presenza dell'uomo rappresenta un fattore di disturbo ecologico di primaria importanza.

La costruzione d'impianti sciistici, di strade, di alberghi, ecc. ha ridotto sempre più la nicchia ecologica dei selvatici, creando così pericolose situazioni di sovraffollamento.

Gli sports invernali, lo sci d'alpinismo, l'escursionismo, gli afflussi incontrollati di turisti rappresentano un elemento di disturbo notevole che costringe l'animale a rimanere in continuo stato d'allarme. Si crea così una situazione di stress che può predisporre, come visto prima, all'insorgenza di varie patologie.

Lo stress, unitamente al ripetuto spostarsi dell'animale per la presenza dell'uomo, provoca un consumo calorico eccessivo.

La presenza dell'uomo interrompe ed altera i processi fisiologico-metabolici dell'animale quali l'assunzione del foraggio e la conseguente ruminazione e digestione. In questo modo vengono compromesse le possibilità di accumulare riserve per il periodo invernale. Il conseguente deperimento organico può influire negativamente sulla resistenza fisica e sulle difese organiche degli animali selvatici favorendo così l'insorgenza di malattie trasmissibili e non.

Il problema dell'antropizzazione comprende inoltre anche l'inquinamento progressivo degli ambienti di vita degli animali selvatici (discariche lungo strade e sentieri oppure nei pressi di rifugi in quota; piogge acide e sostanze inquinanti veicolate dalle precipitazioni nevose; ecc.).

A tale proposito vanno ricordati gli avvelenamenti dovuti ai gas di scarico industriali, soprattutto arsenico, piombo e fluoro. Rivestono importanza anche i veleni d'origine agricola quali i pesticidi ed i diserbanti.

I veleni si possono ritrovare negli scarichi industriali, fonti d'inquinamento delle acque.

Nell'avvelenamento da arsenico, osservato soprattutto in forma cronica nel cervo, sono state descritte malformazioni del trofeo e perdita del pelo.

L'avvelenamento cronico da fluoro, assunto con l'alimento o con l'acqua d'abbeverata, è importante soprattutto per gli animali domestici, ma è stato osservato anche negli ungulati selvatici. Esso si manifesta in modo subdolo e graduale: i sintomi infatti non sono solitamente osservabili prima di un certo periodo di tempo. Gli elementi di maggior significato diagnostico sono rappresentati da alterazioni dei denti, della struttura ossea (che si rendono evidenti con zoppie intermittenti) e da un elevato tasso di fluoro nelle urine e nel sangue.

A carico dei denti ritroviamo le lesioni primarie e più caratteristiche. Risultano maggiormente colpiti i denti in fase di crescita, durante il periodo della formazione della matrice e della mineralizzazione.

I molari spesso si consumano irregolarmente, logorandosi con molta rapidità: questo si traduce in anomalie della tavola dentaria. Le alterazioni delle ossa oltre a quelle della mineralizzazione, sono rappresentate da fenomeni di osteosclerosi, osteoporosi, iperostosi periostale, osteofitosi ed osteomalacia. È interessante notare come le ossa maggiormente colpite siano quelle sottoposte ad un intenso metabolismo (masticazione, locomozione, respirazione).

Negli avvelenamenti da pesticidi il quadro sintomatologico è rappresentato, nelle forme acute, da scialorrea, arresto della ruminazione, tremori muscolari ed aumentata eccitabilità. Mancano invece, sia nella forma acuta sia in quella cronica, reperti anatomopatologici significativi, con evidenti rischi per il consumatore.

Merita di essere menzionata anche la contaminazione radioattiva delle acque, del suolo, dei vegetali e degli animali. L'inquinamento radioattivo dei vegetali costituisce la prima fase della contaminazione della catena alimentare. Gli animali in questa catena occupano una posizione di notevole importanza ai fini della salute umana. Il veterinario deve quindi porre attenzione a questo problema sia dal punto di vista della sanità animale, sia sotto il profilo della radioprotezione umana.

Predatori naturali

I principali predatori degli ungulati selvatici sono rappresentati da orsi, linci, lupi, volpi, tassi, martore, aquile.

Secondo una corrente di pensiero attualmente in voga la presenza di questi predatori dovrebbe rappresentare per gli ungulati selvatici un fattore limitante l'eccesso demografico oltre che un fattore di selezione di tipo "sanitario" per l'eliminazione dei deboli e dei vecchi. La scomparsa di questi grossi antagonisti, unitamente all'antropizzazione dell'ambiente che ostacola l'irradiazione verso nuove nicchie ecologiche, avrebbe contribuito a creare situazioni di sovraffollamento con le conseguenze già viste in precedenza.

Nei ruminanti selvatici la mancanza di macro-antagonisti in grado di assicurare il controllo demografico potrebbe contribuire quindi alla comparsa di epizoozie.

Questa selezione, operata con i fattori naturali, costituirebbe un utile mezzo ai fini del miglioramento della qualità genetica dei riproduttori.

Queste teorie possono essere tuttavia confutate se si pone mente locale agli squilibri ecologici, già citati, indotti dalla "civilizzazione". Infatti il limitato spazio a disposizione

degli animali selvatici non permette loro di difendersi con la fuga e gli spostamenti in massa.

Sarebbe come pretendere una selezione genetica ed una limitazione della patologia "introducendo un gatto in una voliera".

Secondo altre opinioni, che condividiamo, sarebbe compito dell'uomo, già responsabile dell'eliminazione d'importanti mezzi naturali d'equilibrio, intervenire in modo selettivo al fine di assicurare il recupero del bene naturale stesso.

Rapporti con gli animali domestici

La concomitante presenza dell'animale domestico (ovini, caprini, bovini e suini) nei territori di sopravvivenza dei selvatici è un problema che va tenuto in considerazione per l'attuazione di un razionale intervento gestionale ai fini della salvaguardia sanitaria della fauna selvatica.

Una volta individuato lo spazio vitale degli ungulati selvatici sarebbe necessario intervenire per impedire che l'animale domestico funga da vettore di malattie infettive ed infestive e depauperi i pascoli.

Numerose sono le malattie che possono trasmettersi dal domestico al selvatico come l'afta epizootica, la tubercolosi, la brucellosi, il carbonchio ematico, la cheratocongiuntivite infettiva, la rogna sarcoptica, le parassitosi gastrointestinali e broncopolmonari, ecc.

Per quanto riguarda l'ectima contagioso, alcuni autori hanno dimostrato l'identità eziologica della malattia riscontrata nel camoscio con quella della pecora e della capra. È quindi evidente la necessità di una razionalizzazione delle attività di pascolo attraverso una riduzione dei carichi.

Sarebbe inoltre opportuno, soprattutto in estate, tenere sotto stretta sorveglianza i greggi di pecore e capre per evitare che possano fungere da diffusori di malattie.

Anamnesi remota

Nel caso della fauna selvatica essa è notevolmente limitata. Innanzitutto non può essere riferita al singolo soggetto; secondariamente manca di alcuni dati che sono invece di grande importanza per l'animale domestico (genealogia, sviluppo, carriera riproduttiva).

Per i selvatici è possibile raccogliere notizie relative solo alle eventuali malattie pregresse infettive ed infestive nella zona. Questo dato è di un certo interesse in quanto alcune malattie possono ricomparire a distanza di anni.

Anamnesi prossima

Fornisce notizie relative al comportamento, eventualmente anomalo, di un soggetto o di un intero gruppo, agli indici di natalità, al ritrovamento di animali morti, alla presenza di particolari segni (ad esempio alterazioni del trofeo) e/o sintomi.

Inoltre di interesse risultano informazioni su recenti opere di ripopolamento, con specie già presenti od introdotte per la prima volta.

Segnalamento

Particolare importanza assume la determinazione della specie, del sesso e dell'età, non solo per l'esistenza di patologie connesse, ma anche in funzione di una corretta e razionale attuazione dei programmi di gestione.

Per tutti gli ungulati selvatici è di valido aiuto la valutazione del trofeo, del colore del mantello e dello sviluppo corporeo. Nel cervo assume particolare importanza il dimorfismo sessuale. I maschi di questa specie infatti, presentano mole maggiore, testa più larga, peli più lunghi a livello del collo ed un mantello più scuro in inverno rispetto alle femmine.

Nel cervo e nel capriolo, animali a corna caduche, il trofeo è presente solo nei maschi, ma a volte le femmine presentano un abbozzo di corna che rende difficile la loro identificazione dai maschi di un anno d'età.

Nel camoscio la situazione è diversa in quanto le corna, oltre a non essere caduche, sono presenti in entrambi i sessi. Nel maschio però esse sono robuste e maggiormente uncinate mentre nelle femmine sono più sottili e meno ripiegate. Un'eccezione è rappresentata da alcune femmine nate sterili che presentano corna morfologicamente simili a quelle dei maschi.

Tra i segni peculiari, nel capriolo merita di essere ricordato lo "specchio" (macchia di peli bianchi) presente, in inverno, al di sotto della coda; esso ha forma di rene nel maschio e di cuore con una piccola punta verso il basso, corrispondente ad un ciuffo di peli vulvari, nella femmina.

In tutte e tre le specie è di valido aiuto, per il riconoscimento del sesso, la presenza nel maschio del "pennello peniano", osservabile di profilo sotto forma di un piccolo ciuffo di peli all'estremità del prepuzio. Infine in determinati periodi dell'anno per poter identificare una femmina, soprattutto nel caso del camoscio, può essere utile l'osservazione della mammella che, durante l'allattamento del piccolo, appare ingrossata.

Esame obiettivo generale

Sviluppo scheletrico:

sotto questo titolo viene preso in considerazione lo sviluppo dell'impalcatura ossea dell'animale in relazione alle specie e all'età.

Un deficiente sviluppo scheletrico rappresenta già un fattore predisponente per certe malattie, oppure può rappresentare la manifestazione di processi morbosi legati a deficienze organiche (avitaminosi, carenze di sali minerali o di oligoelementi).

È possibile apprezzare anche alterazioni ossee, congenite od acquisite, asimmetrie craniche, fenomeni di cifosi e di lordosi, ecc.

Stato di nutrizione e tonicità muscolare:

lo stato di nutrizione di un animale si valuta osservando le rotondità delle sue forme, l'evidenza delle prominenze ossee, la presenza dei solchi intercostali. La valutazione di questo parametro negli animali selvatici va rapportata alla stagione ed eventualmente al periodo degli accoppiamenti.

Il grado di tonicità muscolare si valuta osservando lo sviluppo delle masse muscolari. Queste possono presentarsi ridotte di volume nel loro insieme, in seguito a malattie cachetizzanti, oppure essere ipotrofiche solo in determinate regioni in conseguenza di traumi o disfunzioni nervose.

Stato del sensorio:

per stato del sensorio si intende il grado di sensibilità nervosa che l'animale può presentare. Per una sua corretta valutazione è necessario conoscere le abitudini, le reazioni e l'indole degli ungulati selvatici.

Stati di depressione del sensorio si manifestano con mancata ricerca del cibo, distanza di fuga ravvicinata e reazione assente agli stimoli esterni o alla presenza dell'uomo. Al contrario stati d'eccitazione nervosa dell'animale sono svelati da continui o saltuari movimenti della testa, irrequietezza, aggressività e mancanza di paura dell'uomo.

Segni ed atteggiamenti particolari:

per un giusto apprezzamento degli atteggiamenti di significato clinico è necessaria la conoscenza degli atteggiamenti normali che gli animali assumono nelle loro comuni manifestazioni.

Similmente agli animali domestici, anche nei selvatici a livello di regione della testa si può osservare procidenza della lingua accompagnata a scialorrea in caso di stomatiti o di paralisi di quest'organo; opistotono, emprostotono, pleurostotono nei processi meningei; testa estesa sul collo (fame d'aria) in caso di grandi difficoltà respiratorie.

In animali affetti da miasi respiratoria oltre alle difficoltà respiratorie ed allo strofinamento delle narici sul terreno, è possibile osservare atteggiamenti quali l'appoggiare ed il premere la testa dolente contro i sassi o gli alberi oppure la comparsa di sintomi nervosi quali movimenti di antero e retro pulsione, movimento di maneggio, ecc.

Aspetti significativi del dorso e degli arti sono rappresentati da arti anteriori divaricati in associazione a "fame d'aria" nel caso d'insufficienza respiratoria oppure unitamente a falsa cifosi in seguito a forti dolori addominali; arti posteriori divaricati e falsa cifosi come sintomo di patologie urogenitali; arti sia anteriori sia posteriori divaricati con contemporanei barcollamenti in corso di patologie al sistema nervoso. A questo livello è infine possibile osservare atassia locomotoria o zoppie.

La comparsa di una sintomatologia di tipo nervoso può far sospettare anche la presenza di un avvelenamento come quello da uredinea (Alternaria brassicae), che si manifesta con andatura barcollante ed alterazioni della vista, oppure quello da segale cornuta i cui alcaloidi, oltre ad affezioni varie della muscolatura liscia, determinano alterazioni al sistema nervoso centrale con alterazioni dell'andatura.

Particolare attenzione va rivolta ai pesticidi: infatti sia nell'avvelenamento in forma acuta sia in quello in forma cronica mancano dei reperti anatomo-patologici significativi. In questo caso assume importanza l'indagine semeiologica che, per mezzo del rilevamento di segni ed atteggiamenti particolari (scialorrea, arresto della ruminazione, tremori muscolari ed eccitabilità), rappresenta l'unico mezzo di cui ci si può avvalere ai fini diagnostici.

Da ultimo va ricordata la rogna sarcoptica che, a causa dell'intenso prurito, spinge gli animali a sfregarsi contro gli alberi soprattutto nelle ore più calde della giornata.

Tra i segni da rilevare ha importanza la forma ed il volume dell'addome che appaiono alterati in corso di meteorismo ruminale, di ascite e di gravidanza.

Cute e connettivo sottocutaneo:

la nostra osservazione deve innanzitutto concentrarsi sulle condizioni del pelo le cui alterazioni svelano uno stato sanitario non ottimale del soggetto.

Sulla superficie cutanea si possono osservare zone alopeciche di forma più o meno regolare, imputabili a dermatopatie di natura parassitaria, microbica, virale, traumatica con eventuale presenza di croste, escoriazioni ed ulcerazioni.

Nei cervidi, infine, la presenza di anomalie nello sviluppo del trofeo (es. corna a cavaturacciolo, trofeo a candela di cera, a pergamena) può essere attribuita, oltre a disturbi neuro-ormonali ed alterazioni delle ghiandole endocrine, a malattie parassitarie (soprattutto parassiti polmonari), a carenze alimentari (in particolare i minerali), e ad avvelenamenti.

Respiro:

in sede di esame obiettivo generale è possibile rilevare la presenza di polipnea (fisiologica da sforzo oppure patologica) o di dispnea imputabile ad insufficienza respiratoria ventilatoria, alveolo-capillare od emato-circolatoria.

In caso di grave insufficienza respiratoria è possibile osservare anche atteggiamenti di fame d'aria.

Grandi funzioni organiche:

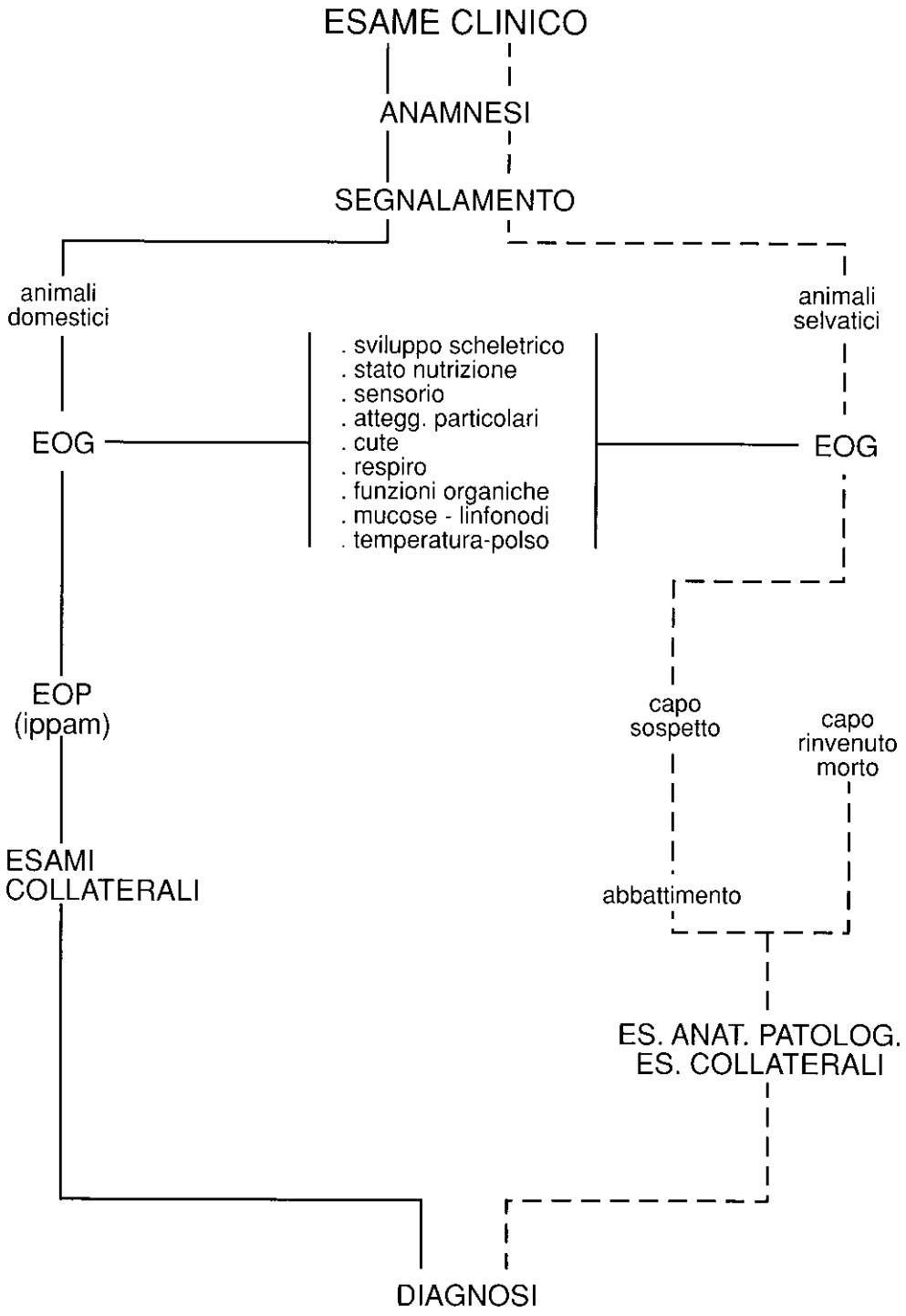
negli ungulati selvatici si può valutare la modalità di prensione e di masticazione degli alimenti che risulta ostacolata o addirittura impedita in caso di stomatiti, di cheiliti o di irregolarità dentarie.

Oltre a ciò è possibile osservare anche il numero di atti ruminativi al minuto, le defecazione e la minzione.

La diarrea nei ruminanti selvatici è sempre indice di gravi malattie gastro-enteriche.

Concludendo ci è sembrato utile attirare l'attenzione di coloro che vivono ed operano in stretto contatto con gli animali selvatici e che sono preposti alla salvaguardia del patrimonio faunistico, sull'importanza dell'esame clinico per individuare lo stato di salute di un animale selvatico e per riconoscere la presenza di patologie trasmissibili e non del territorio.

A tal fine è nostra intenzione, in un prossimo futuro, procedere alla stesura di una pubblicazione inerente l'esame semeiologico dei selvatici sopra citati.


ESAME CLINICO
ANAMNESI
SEGNALAMENTO
animali domestici
animali selvatici
. sviluppo scheletrico
. stato nutrizione
. sensorio
. attegg. particolari
. cute
. respiro
. funzioni organiche
. mucose - linfonodi
. temperatura-polso
EOG
EOG
EOP (ippam)
capo sospetto
capo rinvenuto morto
ESAMI COLLATERALI
abbattimento
ES. ANAT. PATOLOG.
ES. COLLATERALI
DIAGNOSI

BIBLIOGRAFIA

KAY R.N.B., STAINES B.W. *The nutrition of the red deer. Nutrition Abst and Reviews.* Commonwealth Boureau of Nutrition. Series B. 1981, vol. 51, p. 601-602.

BALBO T., LANFRANCHI P. *Considerazioni di ordine sanitario inerenti le operazioni di reintroduzione e di ripopolamento.* Atti del Seminario "Reintroduzioni: tecniche ed etica". Roma, 29-30 giugno 1976, 21-29.

BALBO T. *Interrelazioni esistenti tra densità e focalità naturale degli agenti patogeni.* Atti del Simposio Internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 113.

BERDUCOU C. *Analisi di alcune relazioni fra una popolazione di camosci dei Pirenei francesi ed il loro ambiente.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 125.

FOWLER M.E. *Plant poisoning in free-living wild animals: a review.* J. of Wildlife Diseases. 19(1), 1983, 34-43.

GAGLIARDI G., PACETTI A.I., CAPPELLI C. *Parchi naturali: significato biologico di malattia nelle popolazioni animali protette.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 159.

GUARDA F., ARRU E., LEONI A., PAU S. *Sull'aterosclerosi aortica nei cinghiali sardi vissuti allo stato libero.* Ann. Fac. di Med. Vet. Torino, 1980, 27, 335-342.

GUARDA F., GUARDA F., BIOLATTI B. *Contributo allo studio dell'arteriosclerosi aortica e coronarica nei camosci e stambecchi delle Alpi.* Ann. Fac. di Med. Vet. Torino, 1980, 27, 303-319.

GUARDA F., GUARDA F., CORNAGLIA E. *Contributo allo studio della patologia cardiaca nei camosci e stambecchi.* Ann. Fac. di Med. Vet. Torino, 1980, 27, 253-274.

GUARDA F. *Patologia cardiovascolare negli animali selvatici.* Atti S.I.S.Vet., 1982, 26, 67-79.

GUARDA F., PERACINO V. *Problemi di patologia nei camosci e stambecchi delle Alpi.* Schweiz. Arch. Tierheilk., 1987, 129, 327-331.

VON HOFMANN R.R., HERZOG A. *RegulierungsmanBnahmen bei jagdbaren Wirbeltieren aus tierarztlicher und jagdlicher Sicht. Deutsch. Tierarztl.* Wschr. 986, 93, 200-202.

LOVARI S. *Profilo comportamentale di una popolazione di camosci in condizioni di equilibrio biologico. Implicazioni di gestione.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 147.

LUGINBUHL, H., ROSSI G.L., RATCLIFFE H.L., MULLER R. *Comparative atherosclerosis.* Adv. Vet. Sci. 1977, 21, 421.

PERACINO V., CERUTTI R. *Problematiche per il controllo sanitario del patrimonio faunistico dei parchi alpini.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 163.

PERCO F. *Il significato del camoscio nell'ambiente naturale e culturale del nostro Paese.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 119.

SHUPE J.L., OLSON A.E., PETERSON H.B., LOWE J.B. *Fluoride toxicosi in wild ungulates.* J.A.V-.M.A., 1984, dec. 1, Vol. 185, n. 11, 1295-1300.

TATARUCH F. *Sulla nutrizione del camoscio.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 153.

TOSI G., SPAGNESI M. *Valutazione quantitativa e pianificazione della gestione venatoria in popolamenti di camosci.* Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite del camoscio. Varallo Sesia (VC), 30 novembre - 2 dicembre 1982, 171.

ZANIN E., VICENZONI G., TOLLER G., ALLEGRETTI M. *Ectima contagioso del camoscio.* Obiettivi e Documenti Veterinari, 1987, VIII, 5, 61-64.

TESTI CONSULTATI

AUTORI VARI. *Faune sauvage d'Europe. Informations techniques des services veterinaires.* Editeur R. Rosset, Paris 1987.
FOWLER M.E. *Zoo and wild animal medicine.* W.B. Saunders Co. Philadelphia, 1978.
GRAFNER G. *Wildkrankheiten.* Veb Gustav Fischer Verlag. Jena, 1986.
HOFF. G.L., DAVIS J.W. *Noninfectious diseases od Wildlife. The Iowa State University* Press. Ames. Iowa, U.S.A., 1982.
IPPEN, NICKEL, SCHRODER W. *Krankheiten des jagdbaren Wildes.* Veb Deutscher Landwirtschaftsverlag. Berlin, 1987.
KNAUS W., SCHRODER W. *Das Gamswild.* Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin, 1983.
LADINI F. *Il capriolo.* Ghedina e Tassoni Editori. Bassano del Grappa, 1989.
PERCO F. UNGULATI. *Carlo Lorenzini editore. Udine. 1989.*
VON RAESFELD F. Das Rehwild. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berling, 1970.
THORNE E.T., KINGSTON N., JOLLEY W.R., BERGSTROM R.C. *Diseases of wildlife in Wyoming.* Wyoming game and fish department. Cheyenne, 1982.

TESI CONSULTATA

GENTILI G. *L'Ectima contagioso del camoscio.* Tesi di laurea. Anno accademico 1987-'88. Rel. Chiar.mo Prof. Tradati F.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

C. Genchi - M.T. Manfredi

PRINCIPI DI EPIDEMIOLOGIA

Cattedra di Parassitologia Veterinaria - Facoltà di Medicina Veterinaria
Università degli Studi di Milano - Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

Introduzione

L'epidemiologia è lo studio del comportamento dell'evento morboso nell'ambito di una popolazione ospite e come tale è una disciplina che trova stretti collegamenti con diversi settori della ricerca medico-biologica e con l'ecologia. In accordo con Anderson (1982), si tratta di una scienza quantitativa che si basa sui metodi statistici adatti ad una accurata valutazione dei parametri della malattia e su tecniche matematiche per l'elaborazione di modelli previsionali volti alla interpretazione e alla integrazione dei dati sperimentali e di campo. L'obiettivo ultimo non può dunque che essere quello di ottenere elementi utili per la comprensione *dei fenomeni in grado di interferire sui meccanismi di equilibrio tra agente patogeno ed ospite, che stanno alla base dei processi biologici e che consentono la sopravvivenza e l'evoluzione delle diverse specie* (Genchi *et al.*, 1989)

Sulla base di questi presupposti appare chiaro il ruolo fondamentale che l'approccio epidemiologico può fornire nell'ambito della gestione della fauna selvatica dove il rapporto tra agente patogeno e ospite risente maggiormente degli equilibri naturali e solo parzialmente può essere modificato dall'intervento diretto dell'uomo.

Le popolazioni animali sono soggette a fluttuazioni numeriche dovute all'effetto combinato di svariati fattori di origine fisica e biologica; tra questi, i fenomeni di predazione e di competizione in particolare, sono considerate tra i più importanti fattori biotici in grado di contrastare le variazioni ad ampia scala (Krebs, 1972; Whittaker, 1975): la predazione, ad esempio, può agire in maniera densità dipendente e quindi fungere da fattore di regolazione. Seppure non sia possibile considerare i parassiti (siano questi agenti infettivi o infestivi) alla stessa stregua dei predatori, fin dai primi studi di ecologia (Wilson, 1911; Volterra, 1931, Lotka, 1934) è stato più volte sottolineato il ruolo da essi esercitato sullo sviluppo delle popolazioni animali.

Crofton (1971 a,b), sulla base dei dati ottenuti dallo studio della distribuzione del numero di parassiti nella popolazione ospite, definisce il parassitismo come la risultante della interazione ecologica tra le popolazioni di due diverse specie animali. Definire il parassita, accentuandone unicamente il ruolo patogeno e come tale alla lunga in grado di indurre la morte dell'ospite, o quale risultato di un processo di coevoluzione che in condizioni ideali porta a un sostanziale stato di equilibrio, presupposto base per la sopravvivenza sia dell'ospite sia del parassita stesso, è riduttivo ed evidentemente contraddittorio. Per altro gli effetti gravi sulla sopravvivenza degli ospiti, e dunque sullo sviluppo della popolazione, sono da attribuire all'azione di specie parassite dotate di basso o moderato potere patogeno mentre le specie ad elevata patogenicità possono causare la loro stessa estinzione, ma non quella degli ospiti (Noble *et al.*, 1989; Anderson, 1979).

Che i parassiti siano in grado di regolare la biomassa degli ospiti è stato chiaramente dimostrato, almeno sul piano teorico, da Anderson a May (1978). Tali studi sono basati sull'assunto che i parassiti sono comunque in grado di interferire sulla riproduzione e sulla sopravvivenza degli ospiti. Questo concetto, non sempre facile da dimostrare sul piano dell'osservazione empirica, appare accettabile se ragioniamo in termini di interferenza sul tasso di crescita naturale della popolazione ospite. In effetti i parassiti sono dotati di un ampio spettro patogeno che varia da l'estremamente dannoso all'apparentemente trascurabile e/o non valutabile, che alla lunga ha comunque una ricaduta negativa sulla popolazione ospite. Numerosi studi hanno infatti dimostrato il ruolo chiave sostenuto dall'interazione ospite/parassita nei meccanismi di regolazione delle popolazioni animali (Price, 1980), nel mantenimento del polimorfismo genetico (Rollinson e Southgate, 1985; May, 1985), nell'organizzazione sociale e anche nella evoluzione dei sessi (Hamilton *et al.*, 1981; Harvey, 1982). Se consideriamo che l'intensità di tali fenomeni è, almeno sul piano teorico, direttamente correlata all'entità della biomassa parassitaria per individuo ospite, lo sviluppo della popolazione ospite dipende dalla distribuzione statistica del numero di parassiti/ospite.

Il parassita quale indicatore: proposta di un modello

Nel loro insieme, i parassiti possono essere suddivisi in due gruppi principali: i *microparassiti* (virus, batteri e taluni protozoi), caratterizzati da piccole dimensioni, rapide repliche, tassi di riproduzione estremamente elevati negli ospiti, hanno la tendenza a indurre una immunità di lunga durata, tale da proteggere l'ospite che è sopravvissuto alla prima infezione da successivi episodi di malattia. Ciò comporta la suddivisione della popolazione ospite in tre gruppi distinti di individui: suscettibili (a rischio di infezione), infetti e immuni.

Diverso il caso dei *macroparassiti* (elminti, artropodi e taluni protozoi) per i quali i tempi di riproduzione sono piuttosto lunghi e, rispetto ai microparassiti, con tassi di moltiplicazione diretta nell'ospite assenti o molto bassi. Ne consegue che la risposta immunitaria è tendenzialmente proporzionale al numero di parassiti presenti nel singolo ospite ed è relativamente breve rispetto all'attesa di vita dell'ospite. Le infestazioni da macroparassiti hanno dunque la tendenza a durare a lungo nel tempo e l'ospite è generalmente suscettibile a successive reinfestazioni (Fig.1)

Una prima ipotesi di impiego del parassitismo in chiave di indicatore dell'equilibrio ambientale è stata da noi formulata in precedenti lavori: ... un attento esame del parassitismo e del parassita in chiave di indicatore biologico ci può permettere di rilevare non solo lo stato sanitario delle popolazioni dei ruminanti selvatici, ma ci potrà anche fornire, tramite l'applicazione di modelli matematici, *indici previsonali utili per la gestione delle popolazioni animali nelle riserve e nelle aree protette* (Pallante *et al.*, 1985; Genchi, 1986). In particolare il modello considerato era quello delle infestazioni sostenute dai nematodi parassiti dell'apparato gastrointestinale, che appaiono le più idonee a descrivere in modo dinamico l'interazione tra ospite, parassita e ambiente, tenuto conto che il ciclo di sviluppo di questi elminti è caratterizzato dall'alternanza di fasi di vita parassitaria nell'ambiente entozoico dell'ospite a fasi di vita libera nell'ambiente esterno (Fig. 2). Inoltre la presenza del parassita induce nell'ospite una serie di eventi di ordine metabolico e immunitario, in grado da fungere da fattori predisponenti per altri agenti patogeni.

In altre parole, un organismo in cui il rapporto ospite/parassita si presenti compromesso, si troverà più esposto all'aggressione e all'effetto dei vari fattori fisici e biologici (compresi i microparassiti) in grado di interferire sull'attesa di vita e sulle sue capacità riproduttive. Nel contesto della fauna selvatica, il modello delle infestazioni elmintiche appare dunque il più idoneo ad uno studio in chiave epidemiologica dello stato di salute della popolazione animale e in un certo senso il più adatto a stime quantitative, quanto mai complesse nell'ambito dei microparassiti quali virus e batteri.

A tale proposito è importante distinguere i fattori densità dipendenti che *regolano* la crescita di una popolazione dai fattori, non dipendenti dalla densità, in grado di *modificare* la biomassa animale in qualunque momento. Fattori non dipendenti dalla densità, quali la siccità o le condizioni climatico-ambientali invernali, possono causare ogni anno un ingente calo numerico di una popolazione animale, quindi non possono essere considerati fattori di regolazione. Infatti i tassi di sopravvivenza e di fecondità sono determinati da fattori fisiologici (quale il periodo e la durata della gestazione) e dalla capacità di ogni individuo ad utilizzare in modo efficace le risorse disponibili: i fattori che riducono la disponibilità di risorse, riducono il tasso medio di utilizzo delle risorse da parte degli individui dell'intera popolazione. L'interazione è più complessa quando, accanto all'azione di fattori intraspecifici, vi sia l'inferenza di fattori quali la presenza di predatori o di parassiti. In assenza di predatori, come generalmente si verifica in Italia, il ruolo del parassitismo viene rivalutato e assume importanza fondamentale, tenuto conto che se è necessario un numero minimo di ospiti perché il parassita possa trovare le condizioni necessarie alla sua sopravvivenza, è pur vero che la sua biomassa è direttamente correlata alla biomassa degli ospiti. Dunque, se da un lato i fenomeni di regolazione per essere efficaci devono essere dipendenti dal numero di parassiti per ospite, questi ultimi a loro volta saranno dipendenti anche dalla densità della popolazione ospite (vedi anche Scott, 1987).

Come accennato in precedenza, l'effetto del danno parassitario è tutt'altro che facile da determinare. Un esempio in tal senso ci è fornito da *Trichinella spiralis*, parassita che a prima vista non sembrerebbe in grado di fungere da fattore di regolazione. Va comunque considerato che in corso di infestazione sperimentale del ratto è stata osservata una significativa riduzione della tolleranza allo sforzo fisico (Genchi 1972), che sembra riflettersi in natura in una maggiore suscettibilità alla predazione (Rau, 1983). Ancora, la riduzione del tasso di sopravvivenza osservato in topini nati da madri infestate (Weatherly, 1971) è un ulteriore elemento che indica che il ruolo del parassita potrebbe essere determinante quale fattore di regolazione nell'ambito di una popolazione di topi selvatici. Va per altro osservato che fin dai primi studi sulla "grouse" (*Lagopus l. scoticus*) nel Nord dell'Inghilterra (Lovat 1911), fu avanzata l'ipotesi che le variazioni cicliche cui erano soggette le popolazioni di questi uccelli fossero da attribuire alla presenza di parassiti. Recentemente, il confronto delle cariche parassitarie reperite nell'ambito di popolazioni che presentano o no fluttuazioni cicliche, e quindi lo studio dinamico dell'impatto di *Trichostrongylus tenuis* (nematode intestinale) sulla popolazione ospite tramite l'impiego di un modello matematico, hanno portato alla conclusione che il parassita possa costituire la causa prima nel determinare la ciclicità nelle fluttuazioni numeriche della popolazione ospite (Hudson *et al.*, 1985). In particolare la riduzione dei tassi di fecondità causata dal parassita a carico delle femmine di "grouse" interferi-

sce, a lungo termine, sullo stato di equilibrio ospite/parassita e si ripercuote con un effetto destabilizzante sull'intera popolazione ospite (Hudson, 1986). Ulteriori contributi vengono dalle indagini sperimentali di Crombie e Anderson (1985) sulla dinamica di popolazione di tipo infestati con *Schistosoma mansoni* (trematode dixenico) e di Scott (1987) in topi infestati con *Heligmosomoides polygyrus* (nematode monoxenico).

La maggior parte dei dati disponibili in letteratura provengono comunque da indagini effettuate su popolazioni con andamento ciclico (rapida crescita a cui consegue una caduta improvvisa), quali uccelli, piccoli mammiferi e insetti. Molto più complesso è l'ottenere indicazioni nel caso di popolazioni animali in cui il rapporto ospite parassita appare più equilibrato e in cui il tasso delle nascite è pressoché uguale a quello delle morti.

In queste situazioni, è necessario acquisire elementi statisticamente validi sullo stato del rapporto tra popolazione ospite e popolazione parassita. Lo studio della distribuzione delle frequenze del numero di parassiti nella popolazione ospite utilizzando il modello binominale negativo, il più idoneo a descrivere l'interazione tra ospite e parassita, rappresenta un primo passo per ottenere elementi predittivi utili (Fig. 3) (Crofton, 1971 b; Anderson e May, 1978; Genchi *et al.*, 1986). In particolare il parametro k della binominale negativa sembra in grado di fornire elementi validi per la stima del grado di aggregazione tra ospite e parassita; ulteriori indicazioni si possono ricavare dal parametro di dispersione, espresso dal rapporto tra varianza e media della popolazione parassitaria (s^2/x) (Genchi *et al.*, 1989 a,b).

In generale i dati di campo ottenuti nel corso di indagini sulle infestazioni elmintiche del tratto gastroenterico in popolazioni di ruminanti selvatici (*Rupicapra rupicapra, Dama dama, Ovis musimon*) indicano uno stato di sovradispersione generata dai fenomeni spazio/temporali che caratterizzino queste infestazioni (Fig. 4) (Genchi *et al.*, 1985; Waid *et al.*, 1985).

Più complessi sono gli studi volti al confronto della distribuzione della popolazione elmintica in due o più popolazioni di ospiti della stessa specie, provenienti da biotipi diversi. Infatti in situazioni dove non è facile disporre di dati storici sufficienti per valutare le variazioni della biomassa animale non conseguenti ad eventi eccezionali (siccità, freddo, drammatiche modificazioni dell'habitat), una prima indicazione dinamica dello stato della popolazione può essere ricavata proprio dal confronto delle distribuzioni del numero di parassiti/ospite. Infatti, se è vero che la distribuzione del numero di parassiti/ospite è una entità dinamica risultante da opposte spinte volte ad aumentare e/o ridurre il grado di aggregazione, è evidente che su di essa interagiscono fattori intrinsechi quali la risposta immunitaria individuale o estrinseci quali la densità animale, che ne modificheranno la morfologia (Fig. 5). L'assunto teorico si basa sull'ipotesi fornita dal modello: più elevata è l'aggregazione (espressa in modo inverso dal valore numerico del parametro k: al decrescere di k aumenta il grado di aggregazione) più elevato è il grado di equilibrio tra le due popolazioni (vedi anche Genchi *et al.*, 1986). Una stima approssimata ci può essere fornita inoltre dal confronto del parametro di sovradispersione (s^2/x), soprattutto quando i valori di intensità media osservati per le popolazioni parassitarie differiscono in modo rilevante tra le popolazioni ospiti in studio. In questi casi il confronto del loro parametro k può portare a stime errate (Fig. 6) (Genchi *et al.* 1989). È interessante notare comunque che una relazione sembra legare i fenomeni densità dipendenti correlati alla popolazione parassitaria con la densità delle popolazioni animali nell'habitat (Genchi *et al.*, 1986). Ulteriori difficoltà nel trasferimento in campo del modello teorico sono date, soprattutto nello studio epidemiologico delle

elmintiasi dei ruminanti selvatici, dalla presenza contemporanea nello stesso ospite di più specie parassite che occupano nicchie molto simili e dalle interferenze generate dalla presenza nell'habitat di ospiti recettivi (ruminanti domestici), che possono modificare i parametri distributivi del parassitismo e contribuire in modo significativo alla sua diffusione (Genchi *et al.* 1984 a,b). Va comunque sottilineato che lo studio dinamico del rapporto ospite parassita consente sempre l'acquisizione di importanti elementi conoscitivi sullo stato della popolazione ospite, soprattutto nei casi di infestazioni sostenute da una sola specie parassita e di netta predominanza nell'habitat di una sola specie ospite. In tali condizioni abbiamo recentemente valutato il ruolo svolto da *Protostrongylus* sp. (nematode polmonare) in un episodio grave di mortalità verificatosi in una popolazione di lepri autoctone.

Il confronto delle cariche parassitarie osservate in due anni consecutivi (1987, 1988), ha permesso di stabilire che nonostante i valori di intensità media delle cariche parassitarie fossero relativamente simili (1987: $x = 51.4$; 1988: $x = 31.7$), notevoli variazioni erano presenti sia nel grado di aggregazione (rispettivamente k 201.01 e k 0.123) sia nel grado di sovradispersione (rispettivamente $s^2/x = 52.62$ e 258.4) (Fig. 7).

I dati osservati (numero di parassiti/ospite) possono essere inoltre descritti con il metodo delle frequenze cumulative relative: il confronto tra le due distribuzioni (Fig. 8) dimostra che durante l'anno 1987, quando si erano verificati gli episodi di mortalità, tutti i soggetti esaminati presentavano cariche parassitarie più o meno cospicue mentre nell'anno successivo (1988) il 52% circa degli animali erano esenti da parassitismo polmonare. Tali risultati sembrano indicare che la diminuita efficacia dei meccanismi di controllo tra ospite e parassita verificatasi nel corso del 1987 ha permesso l'esaltazione del potere patogeno del prassita, dato che non emergeva dal semplice confronto dei parametri di prevalenza e intensità media. Si tratta di risultati preliminari, che comunque indicano l'interesse di approfondire gli studi inerenti l'epidemiologia delle malattie parassitarie e/o infettive non solo ai fini speculativi, ma anche a scopo applicativo in programmi di gestione delle popolazioni di animali selvatici.

Ringraziamenti: Si ringrazia la signorina Carmen Benedetti per la collaborazione tecnica prestata nel corso delle indagini sperimentali.

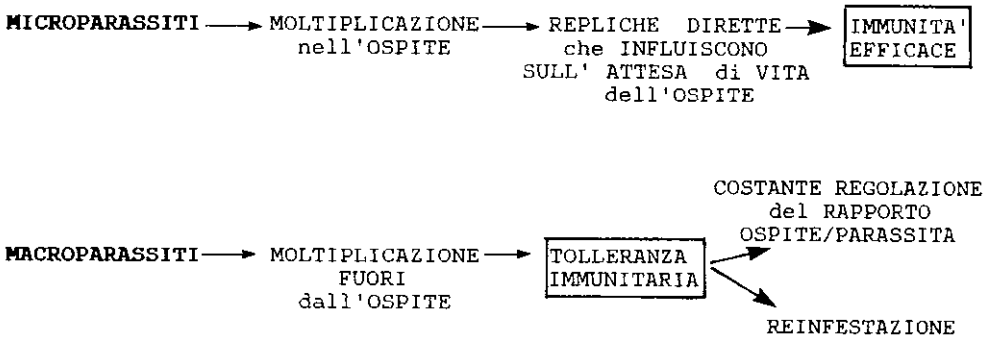


Fig. 1: Rappresentazione schematica del rapporto ospite/parassita che caratterizza le infezioni da microparassiti (batteri, virus, protozoi) e le infestazioni da macroparassiti (elminti, artropodi).

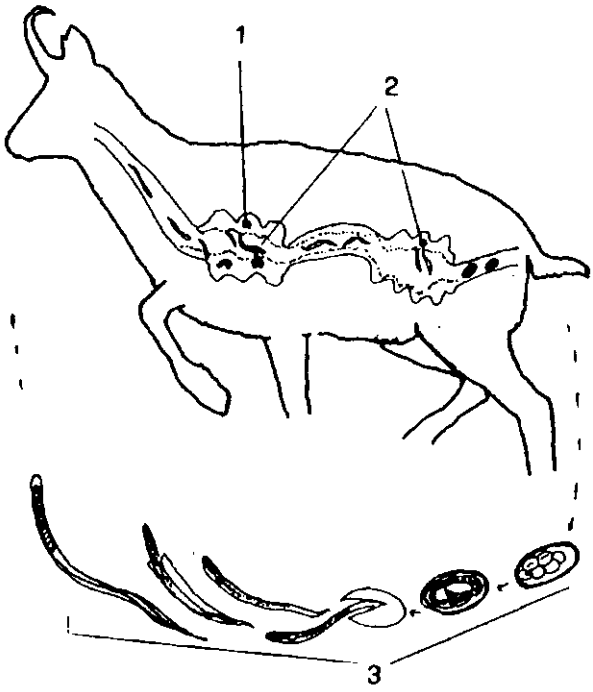


Fig. 2: Ciclo dei nematodi parassiti gastrointestinali: 1) larve in evoluzione nello spessore della mucosa L3-L4; 2) parassiti adulti nel lume dell'apparato digerente; 3) uova e larve (L1-L3) nella fase di vita libera.

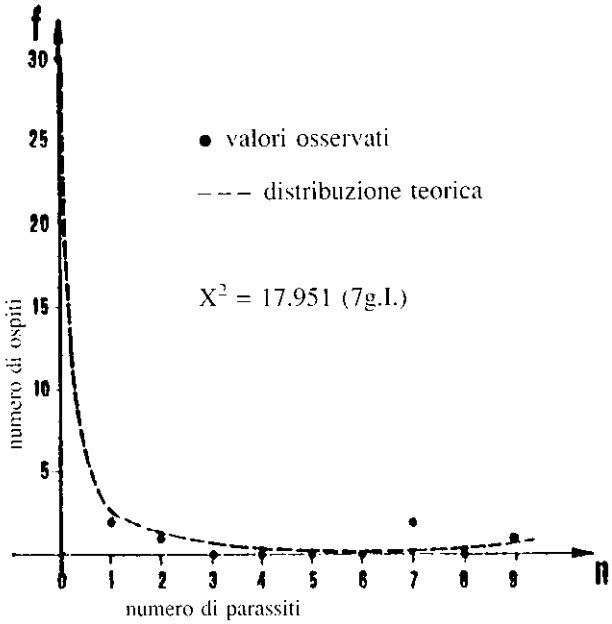


Fig. 3: Distribuzione del numero di *Haemonchus contortus* in *Rupicapra rupicapra* in cui la binomiale negativa rappresenta un buon modello empirico (vedi valori di X^2): i valori dal parametro k (0.15) e s^2/x (827) indicano un elevato grado di sovradispersione.

DISPERSIONE DEI PARASSITI DELLA POPOLAZIONE OSPITE

tutti gli ospiti albergano un uguale numero di parassiti	i parassiti sono distribuiti random	tutti i parassiti in un'ospite tutti gli altri ospiti senza parassiti
sottodispersione	**casualità**	**sovradispersione**
varianza<media (regolarità omogeneità)	varianza=media	varianza>media (aggregazione eterogeneità)
modello distributivo: **binomiale positiva**		modello distributivo: **binomiale negativa**
fattori che generano sottodispersione		fattori che generano sovradispersione
– mortalità dei parassiti – risposta immunitaria dell'ospite – fenomeni densità dipendenti		– eterogeneità nel comportamento degli ospiti – eterogeneità della risposta immunitaria – riproduzione nell'ospite – eterogeneicità nella distribuzione spaziale degli stadi infestanti
Il parassita è causa di morte dell'ospite quando i tassi di mortalità sono statisticamente correlati con l'entità della carica parassitaria		

(modificata da: Anderson, 1982)

Fig. 4: Interazione tra ospite/parassita e modelli distributivi: lo schema è alla base dell'esame statistico delle frequenze osservate: l'utilizzo di tali modelli è necessario nello studio sperimentale ed è il presupposto alla epidemiologia predittiva.

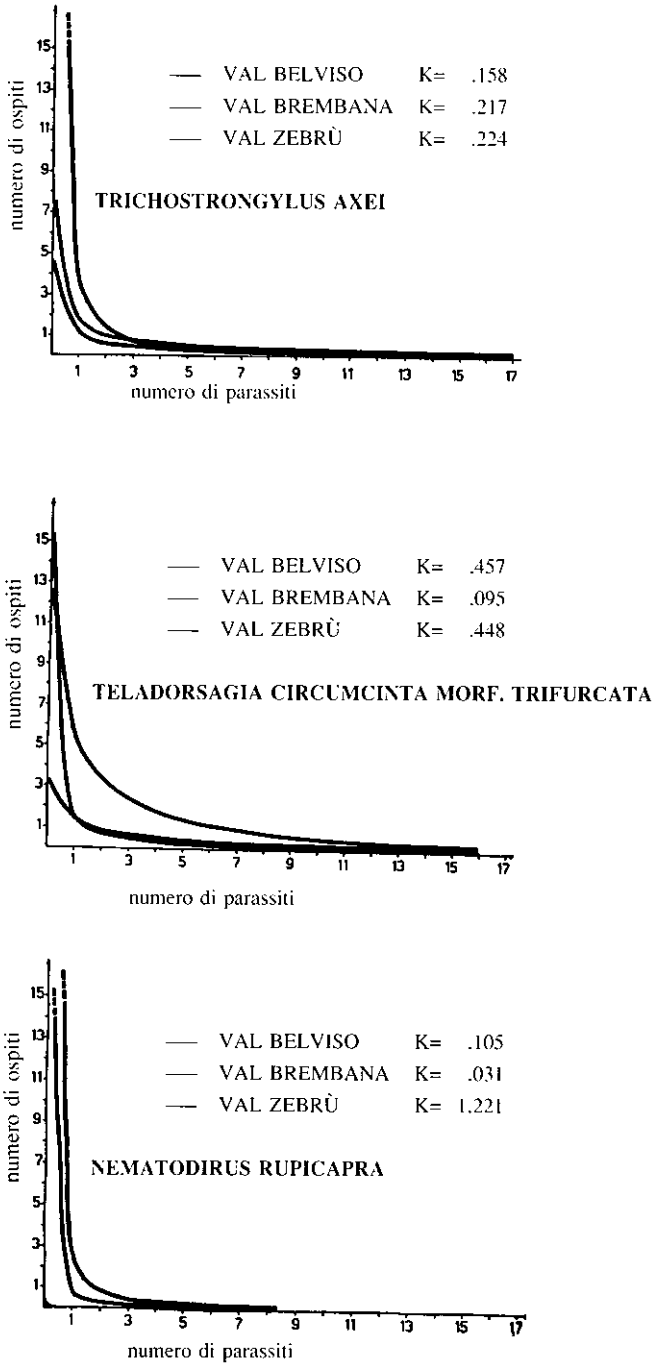


Fig. 5: Confronti dei pattern distributivi di alcune specie di elminti gastrointestinali in popolazioni di *Rupicapra rupicapra* provenienti da habitat con differente densità animale: Val Belviso (20/100 ha); Val Brembana (12/100 ha); Val Zebrù (1.75/100 ha).

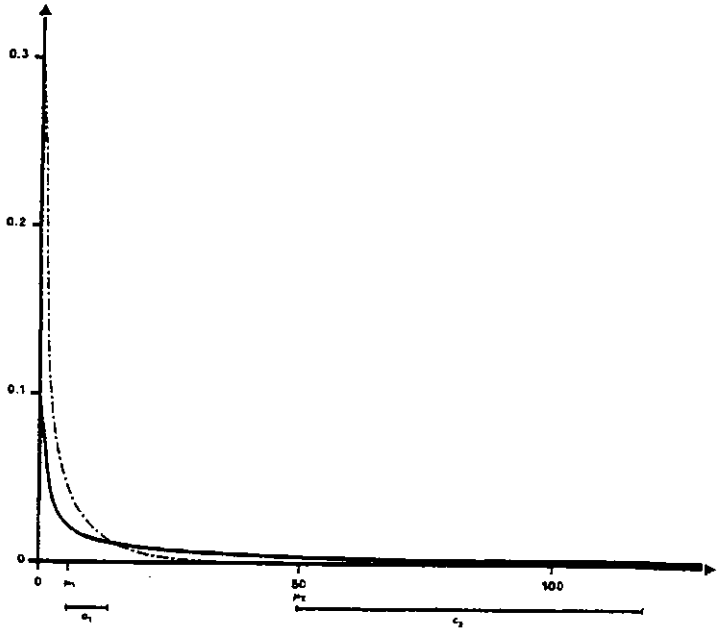


Fig. 6: Valori attesi di 2 distribuzioni binomiali negative con lo stesso parametro k e medie diverse.

μ = 5	k = .5	deviazione standard	σ	= 7.5
		sovradispersione	σ / μ_1	= 11
μ_2 = 5	k = .5	deviazione standard	σ	= 71
		sovradispersione	σ / μ_1	= 101

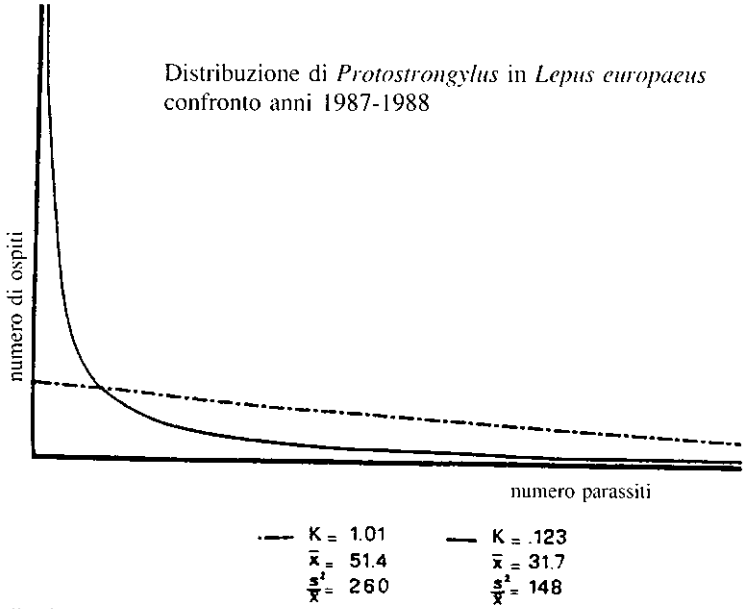


Fig. 7: Distribuzione (dati attesi, binomiale negativa) del numero di *Protostrongylus* sp. per ospiti in *Lepus europaens* (confronto anni 1987-1988).

Distribuzione di *Protostrongylus sp.* in *Lepus europaeus* (confronto 1987-88)

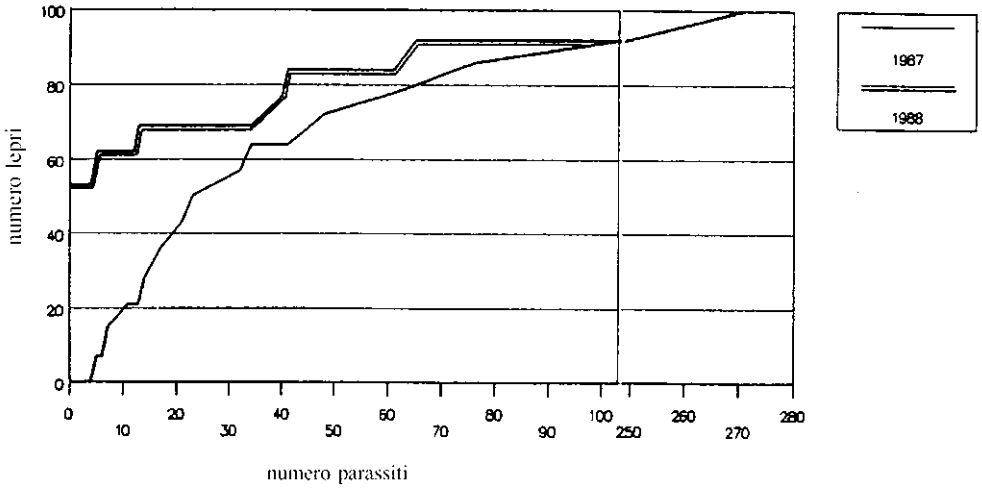


Fig. 8: Distribuzione (dati osservati, frequenze relative cumulative) di *Protostrongylus* sp. per ospite in *Lepus europaens* (confronto anni 1987-1988).

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON R.M. *Parasite pathogenicity and the depression of host population equilibria.* Nature *279*: 150-152, 1979.

ANDERSON R.M. *Epidemiology in F.E.G.* Cox (Ed.) Modern Parasitology, Blackwell Scientific Publications: 204-251, 1982.

ANDERSON R.M., MAY R.M. *Regulation and stability of host-parasite population interaction.* J. Animal. Ecol., *47*: 219-249, 1978.

CROFTON H.D. *A quantitative approach to parasitism.* Parasitology, *62*: 179-193, 1971 a.

CROFTON H.D. *A model of host-parasite relationship.* Parsitology, *63*: 343-364, 1971 b.

CROMBIE J.A., ANDERSON R.M. *Repeated infection of mice with* Schistosoma mansoni; *popolation dynamics and acquired immunity.* Nature, *315*: 491-493, 1985.

GENCHI C. *Principi di gestione e di controllo della fauna selvatica.* Atti del 50 anniversario del Parco Nazionale dello Stelvio, MAF, 1986.

GENCHI C., BOSSI A., FRIGO W. *Interazione fra ruminanti selvatici e domestici nella epidemiologia delle elmintiasi.* Ann. Ist. Super. Sanità, *22*: 95-102, 1986.

GENCHI C. BOSSI A., MAIFREDI M.T. *Gastrointestinal nematode infections in wil ruminants* Rupicapra rupicapra and Dama dama: infuence of density and cohabitation with domestic ruminants. Parassitologia, *27*: 211-223, 1985.

GENCHI C. FALAGIANI P., SIMONI T. *Trichinosi sperimentale e lavoro muscolato forzato: aspetti biochimici e funzionali.* Riv. Parasitol. *33*: 21-27, 1972.

GENCHI C., MADONNA M. TRALDI G. *Epidemiology of* Ostertagia ostertagi *in dairy cow from different breeding systems.* Parassitologia, 31,123-132, 1989 b.

GENCHI C., MANFREDI M.T., SIOLI C. *Les infestations naturelles des chevres par les strongles pulmonaires en milieu alpin:* Les Colloques de l'INRA, *28*: 347-352, 1984 a.

GENCHI C., MANFREDI M.T., BOSSI A. *Les infestations naturelles par le strongles digestifs sur les paturages de haute montagne: interaction entre la chevre et le chamois.* Les Colloques de l'INRA, *28*: 501-505, 1984 b.

GENCHI C., MADONNA M., MANFREDI M.T., DI SACCO B. *L'approccio epidemiologico in medicina veterinaria: principi metodologici ed esempi applicativi.* Arc. Vet. It., *40*, 140-160, 1989 a.

HAMILTON W.D., HENDERSON P.A., MORAN N.A. *in Natural selection and social behaviour*, New York, 1981.

HARVEY P.H., PARTTRIDGE L. *Bird coloration and parasiters: a task for the future.* Nature, *300*: 480-481, 1982.

HUDSON P.J. *The effects the nematode* Trichostrongylus tenuis *on the breeding succes of red grouse* (Lagopus l. scoticus). J. Animal. Ecol., *55*: 85-92, 1986.

HUDSON P.J., DOBSON A.P., NEWBORN D. *Cyclic and non-cyclic population of red gruose: a role for parasitism?* In D. Rollinson e R.M. Anderson (Ed.) *Ecology and genetics of host-parasite interactions.* Ac. Press.: 77-89, 1985.

KREBS C.J. Ecology: *The experimental analysis of distribution and abundance.* New York, Harper and Row, 1972.

LOTKA A.J. *Theorie analytique des associations biologiques,* Actual. Sci. Indus., n. 187: 1-45, 1934.

LOVAT L. *The grouse in health and disease.* London, 1911.

MAY R.M. *Host-parasite associations: their population biology and popolution genetics* in D. Rollinson e R.M. Anderson (Ed.) *Ecology and genetics of host-parasite interactions.* Academic Press: 243-262, 1985.

PALLANTE G., ZECCHINI O., GENCHI C. *Il parassitismo negli animali selvatici: un nuovo indice per lo studio dell'equilibrio ambientale.* Natura Alpina, *36*: 27-31, 1985.

RAU M.E. *The open field behaviour of mice infected with* Trichinella spiralis. Parasitology, *86*: 311-318, 1978.

ROLLINSON D., SOUTHGATE V.R. *Schistosome and snail populations: genetic variability and parasite transmission* in D. Rollinson e R.M. Anderson (Ed.) *Ecology and genetics of host-parasite interactions.* Academic Press:91-109, 1985.
NOBLE E.R., NOBLE G.A., SCHAD G.A., MACINNES A.J. *Parasitology: the biology of animal parasites.* Lea and Febiger. 1989.
PRICE P.W. *Evolutionary biology of parasites.* Priceton University Press, 1980.
SCOTT M.E. *Regulation of mouse colony abundance by* Helignosomoides polygyrus. Parasitology, *95*: 111-124, 1987.
VOLTERRA V. *Lecons sur la theorie mathematique de la loutte pour la vie.* Cahiers, Scientifiques, fasc. 7: 1-214, 1931.
WHITTAKER R.H. *Communities and Ecosystems,* 2nd ed. New York, Macmillan, 1975.
WAID D., PENCE D.B., WARREN R.J. *Effects of season and physical condition on the gastrointestinal helminth community of white-tailed deer from the Texas Edwards Plateau.* J. Wildl. Dis., *21*: 264-273; 1985.
WEATHERLY N.F. *Effects on litter size and litter survival in Suiss nice infected with* Trichinella spiralis *during gestation.* J. Parasitol., 57: 298-231, 1971.
WILSON G.L. cit. da Lack D. *The natural regulation of animal numbers.* Oxford University Press, 1954.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. GAFFURI

TECNICHE DI RACCOLTA E DI CONSERVAZIONE DEL MATERIALE BIOLOGICO PER IL TRASPORTO AL LABORATORIO DIAGNOSTICO

Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia
Via A. Bianchi, 7 - 25124 Brescia

L'interesse nei confronti degli animali selvatici è sempre stato per lo più rivolto a problemi relativi alla conservazione delle specie, allo studio comportamentale e di habitat, a problemi quindi primariamente di natura etologica ed ecologica.

Gli aspetti riguardanti la fisiologia e soprattutto la patologia delle specie selvatiche sono state spesso considerate di secondario interesse, nonostante la loro importanza specie in relazione alla gestione della selvaggina in parchi ed aree faunistiche circoscritte.

Fino ad ora si è potuto notare una certa apatia e resistenza nel controllo delle malattie infettive dei selvatici probabilmente dovute al fatto che raramente questo controllo può dar luogo a un beneficio diretto ed immediato alla fauna selvatica e può anzi porre di fronte a problemi di intervento nella profilassi o nel controllo di una determinata patologia; inoltre il ruolo delle malattie infettive nella dinamica di popolazione nei selvatici non è stato ancora adeguatamente documentato.

È indiscusso che il livello di infezione, morbilità e mortalità può raggiungere, in una popolazione di selvatici, severe e talvolta catastrofiche proporzioni prima che venga notato. Questo può essere dovuto a diverse ragioni quali il relativo isolamento ed inaccessibilità degli animali selvatici, la difficoltà di rilevare in essi segni clinici facilmente riconoscibili, come pure il rapido deterioramento degli animali che vengono a morte e la predazione sia di carogne che di animali in stato preagonico.

Proprio per questi motivi il continuo monitoraggio delle infezioni nelle specie selvatiche è particolarmente importante soprattutto in relazione agli studi epidemiologici ed eziologici di una determinata patologia. Tali controlli potrebbero essere fatti abbastanza agevolmente in certe situazioni come, ad esempio, durante le catture, i censimenti o durante la stagione venatoria con una sistematica ispezione veterinaria sugli animali cacciati. Le ricerche, inoltre, non dovrebbero essere indirizzate solo verso le zoonosi o le malattie trasmissibili degli animali selvatici a quelli domestici bensì verso tutte le patologie cui possono essere soggette le diverse specie selvatiche.

La raccolta di materiale biologico e patologico per approfondire tali ricerche può talvolta essere difficile, considerando l'ambiente e gli animali sui quali si opera.

È quindi importante essere muniti dell'attrezzatura necessaria per fare i prelievi in ogni situazione in cui se ne profili la possibilità e soprattutto sapere che cosa prelevare, in che modo e per quale ricerca. I campionamenti possono essere di diversa natura: sangue, prodotti fisiologici dell'organismo eventualmente alterati da patologie, quali latte, sperma, urine, feci e placenta; prodotti patologici quali: secrezioni nasali, oculari, vaginali; gli organi prelevati da animali morti ed infine prelievi dall'ambiente quali acqua e terra.

I campioni devono essere raccolti e conservati in modi diversi a seconda della ricerca che si vuole effettuare; molto spesso il risultato di un'analisi è influenzato dalla tempesti-

vità con cui il campione è inviato al laboratorio ed al suo stato di conservazione. Il materiale destinato ad un laboratorio di analisi deve essere sempre contrassegnato ed identificato, corredato, quando possibile, da dati anamnestici, da sospetto diagnostico e da una richiesta specifica di esami. Le ricerche ordinariamente eseguite sono in genere quelle parassitologiche, batteriologiche, virologiche, istologiche e chimiche; per ognuna di esse i campioni devono essere prelevati come di seguito riportato.

1. Prelievi per esame parassitologico

La diagnosi di laboratorio per le patologie parassitarie è molto importante dato che la sintomatologia delle parassitosi è in genere poco specifica e a volte assente e si manifesta per lo più in forma subclinica.

Lo scopo dei prelievi in parassitologia è volto sia a mettere in evidenza gli elementi parassitari in diversi stadi evolutivi, sia ad osservare le modificazioni ematologiche, biochimiche ed anatomo-patologiche dell'ospite. Il tipo di prelievo e l'interpretazione dei risultati sono molto variabili in rapporto alla grande diversità dei parassiti, del loro ciclo biologico e della loro localizzazione all'interno dell'organismo ospite.

Prelievo dall'animale vivo

– *Materiale fecale:* permette di mettere in evidenza i numerosi elementi parassitari eliminati tramite la via digestiva (elminti dell'apparato digerente, epatobiliari, respiratori e protozoi) sia tramite esame macroscopico (ascaridi, ossiuridi, segmenti di cestodi) o tramite osservazione microscopica di larve, uova od oocisti.

Le feci devono esser prelevate possibilmente al momento della loro emissione o direttamente dall'ampolla rettale e conservate a freddo (4° C) se esaminate entro 24-48 ore o in formalina al 4%.

Il materiale fecale raccolto dal terreno può essere contaminato da nematodi terricoli soprofiti che vi prolificano e possono falsare una corretta diagnosi.

– *Prelievi cutanei:* viene eseguito per la ricerca di parassiti esterni (acari, insetti, funghi) mediante prelievo superficiale o scarificazione cutanea. Il materiale prelevato se non esaminato in breve tempo, deve essere conservato in alcool al 70%.

– *Prelievo ematico:* è finalizzato sia alla ricerca di parassiti ematici (microfilarie, babesia, ecc.) sia alla ricerca di modificazioni di parametri ematici o ad indagini sierologiche (ad esempio la fissazione del complemento per la toxoplasmosi).

L'evidenziazione dei parassiti viene fatta su sangue prelevato in provette con anticoagulante.

– *Altro materiale:* espettorato, materiale emetico, urine.

Prelievo post-mortem

– Raccolta dei parassiti visibili all'apertura della cavità addominale e dei diversi organi, conservati in flacconi con alcool al 70%.

– Prelievi di organi e muscolo, da congelare se non vengono esaminati entro 24-48 ore.

2. Prelievi per esami virologici

I campioni per ricerche virologiche devono essere prelevati nella fase acuta della malattia, all'inizio della sintomatologia clinica, prima che infezioni batteriche secondarie possano rendere difficile l'evidenziazione dei virus.

Il materiale raccolto deve essere conservato in mezzi di trasporto adatti (minimal essential medium (M.E.M.), o soluzione tampone fosfato (P.B.S.)), mantenuto a temperatura di refrigerazione, se per 24 ore, o di congelamento. La non corretta conservazioni del campione, qualora venga ad esempio tenuto a temperatura elevata o sottoposto a sbalzi di temperatura, determina un rapido declino del titolo virale, che comunque tenderà a diminuire dato che i virus non sono in grado di replicarsi all'esterno di cellule viventi.

Prelievo dall'animale vivo

– *Sangue:* viene utilizzato prevalentemente per ricerche sierologiche dal momento che la fase viremica di un'infezione è breve e quindi l'isolamento dall'agente infettante molto difficile. Il sangue deve essere prelevato asetticamente con siringhe o vacutainer, conservato a temperatura ambiente fino a permettere la formazione del coagulo ematico e la separazione del siero e quindi mantenuto a temperatura di refrigerazione. Il siero, separato dal coagulo, può essere conservato anche congelato senza limiti di tempo.

– *Tamponi:* oculari, nasali, orali, faringei, rettali o vaginali. Devono essere prelevati asetticamente, conservati in M.E.M. o P.B.S., refrigerati se consegnati entro 24 ore, o congelati.

– *Lesioni cutanee:* lembi di vescicole od erosioni cutanee possono essere prelevate direttamente o sfregate con tampone e conservate in mezzo di trasporto a temperatura di refrigerazione o congelamento. Il materiale crostoso viene conservato in contenitori sterili senza liquido di trasporto.

– *Feci:* devono essere raccolte in contenitori di plastica o vetro, refrigerate o congelate per limitare la proliferazione batterica.

Prelievo post-mortem

– Il materiale post mortale deve essere prelevato asetticamente entro breve tempo dalla morte e congelato dal momento che il titolo virale diminuisce rapidamente dopo la morte dell'animale mentre i batteri aumentano di numero ed interferiscono con l'isolamento virale.

I visceri dovrebbero essere raccolti seguendo un ordine particolare in modo da limitare la contaminazione batterica: prima gli organi al di fuori della cavità del corpo

(sistema nervoso centrale) poi gli organi della cavità toracica, successivamente quelli della cavità addominale prima di aprire il tratto gastro-enterico.

Il materiale, raccolto in sacchetti o contenitori possibilmente sterili, deve essere congelato od inviato tempestivamente al laboratorio.

3. Prelievi per esami batteriologici

La ricerca di un batterio patogeno, agente eziologico primario di una determinata infezione, può essere talvolta difficoltosa; infatti la proliferazione di flora microbica saprofita, presente soprattutto su organi a contatto con l'esterno, ne può impedire l'isolamento. Per tanto i campioni devono essere prelevati nella fase iniziale della malattia, conservati in contenitori sterili a temperatura di refrigerazione ed inviati al laboratorio entro 24 ore.

Il congelamento del materiale può talvolta limitare la crescita di alcuni batteri sui terreni di isolamento e soprattutto alterare delle caratteristiche biochimiche od antigeniche importanti per l'identificazione.

I prelievi per l'esame batteriologico non differiscono sostanzialmente da quelli destinati ad esami virologici.

Prelievo da animale vivo

– *Secrezioni:* nasali, oculari e genitali, prelevate mediante tamponi sterili e conservati in soluzione fisiologica o in terreni di trasporto specifici a 4° C.

– *Latte e sperma:* prelevati previa disinfezione della parte in contenitori sterili e refrigerati.

– *Escrezioni:* urina (10-20 ml) e feci (100 gr.) in contenitori sterili.

– *Sangue:* per esami sierologici.

– *Essudato:* articolare, pleurico e paritoneale mediante biocentesi.

Prelievo post-mortem

– *Essudato:* pleurico, pericardico, peritoneale ed articolare, prelevato con siringhe sterili e refrigerato.

– *Organi e loro contenuto:* raccolti in sacchetti o recipienti sterili, conservati a 4° C od eventualmente congelati.

4. Prelievi per esame istologico

Tramite l'esame istologico è possibile mettere in evidenza le reazioni tessutali in seguito a un processo patologico infettivo od infestivo, o a un processo degenerativo o tumorale.

Il campione di tessuto deve essere prelevato ove esiste una lesione, deve essere di piccolo volume (da 1 a 2 cm. di spessore) e messo in un recipiente contenente formalina al 10% in volume da 10 a 50 volte quello del tessuto.

5. Prelievo per esame chimico

Le intossicazioni provocate da prodotti chimici (pesticidi, metaldeide, stricnina, piombo o fluoro) non sono eventi eccezionali.

Negli animali domestici la sintomatologia che caratterizza un'avvelenamento, spesso patognomonica, permette di indirizzare il laboratorio nella ricerca di un determinato prodotto chimico. Nei selvatici invece l'assenza di un dato anamnestico preciso rende più difficoltosa una indagine tossicologica.

Le ricerche chimiche possono essere fatte sue sangue, contenuto gastrico, urine e latte prelevati dall'animale vivo e su contenuto gastrico, intestinale, tessuto adiposo e fegato dall'animale morto.

Il congelamento rappresenta il miglior prezzo di conservazione del campione per l'invio al laboratorio.

Nella tabella sottostante vengono elencati i più comuni tossici causa di avvelenamento, con riferimento agli organi nei quali si possono ricercare.

SOSTANZE TOSSICHE	MATERIALE DA PRELEVARE
Stricnina	Stomaco - Intestino - Urina
Anticoagulanti	Sangue - Fegato - Esca
Insetticidi organo fosforati	Stomaco - Sangue
Insetticidi organo clorurati	Cervello - Grasso - Fegato - Latte
Arsenico	Fegato - Peli
Mercurio	Rene - Fegato
Piombo	Rene - Fegato
Erbicidi	Stomaco - Intestino
Fluoro	Scheletro - Denti

BIBLIOGRAFIA

A.A.V.V. *Faune Sauvage d'Europe*. Ed. Rosset, Paris 1987.

BARADEL J.M. *et al. Bilan d'un enquête sierologiche effectuée sur differentes mammiféres sauvages de France*. Rev. Sci. tech. Off. int. Epiz. 7 (4): 861-872; 1988,

BOLUOUIS H.J. *et al. Les prélèvements destinés au laboratorie de bactériologie*. Rec. Mèd. Vèt., 159 (11): 909-914, 1983.

BOURDEAU P. *et al. Les prélèvements en parassitologie Vétèrinaire*. Rec. Méd. Vét. 159 (11): 897-907, 1983.

CHRISTENSEN, M. *Basic Laboratory Procedures in diagnostic virology*. Thomas Charles - Pub. Sprinfield - Illinois - USA

ELIOT M. *Les prélèvements dans le cadre des maladies légalment réputées contageuses*. Rec. Méd. Vét. 159 (11): 915-927, 1983.

ENRIQUEZ F. E MICHAUD G. *Les prélevèments lors d'intossications non alimentaires*. Rec. Méd. Vét., 159 (11): 989-994, 1983.

ESPINASSE J. *et al. Les prélèvements et leur utilisation en paghologie chez les ruminantes domestiques*. Rev. Méd. Vét. *159 (11): 929-940, 1983.*

GLOSSER J.W. E NETTLES V.F. Organization of wildlife disease services in the Unites States. Rev. Sci. tech. Off. int. Epiz., 7 (4): 797-805; 1988.

GOURREAU J.M. *Prélèvements en pathologie virale*. Rec. Méd. Vét. 159 (11): 883-896; 1983.

FEDIDA M. *et al. Les prélèvements inutilizables en pathologie bovine infectieuse*. Rec. Méd. Vét., 159 (11): 873-882; 1983.

MADELEY C.R. *Guide to the collection and transport of virological specimens*. Wordhealth Organization, Geneva, 1977.

PASTORET P. *et al. Maladies de la faune sauvage trasmissibles aux animaux domestiques*. Rev. Sci. thec. Off. int. Epiz., 7 (4): 661-704; 1988.

PLOWRIGHT W. *Reseauch on wildlife disease: is a reappraisal necessary?* Rev. Sci. tech. Off. int. Epiz. 7 (4): 783-795; 1988.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

E. Lodetti

ZOONOSI SILVESTRI

Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia
Via A. Bianchi, 7 - 25124 Brescia

Il crescente interesse e l'aumento della sensibilità sviluppatisi in questi ultimi anni nei confronti della tutela dell'ambiente e della fauna silvestre ha portato come conseguenza un notevole sviluppo ed incremento degli studi riguardanti gli animali selvatici, la loro vita, il loro habitat.

Uno dei settori verso i quali la ricerca si è indirizzata è quello relativo alla individuazione delle patologie che possono colpire gli animali selvatici.

Al fine di evitare una inutile dispersione di tempo è molto importante che i selvatici catturati o rinvenuti morti vengano recapitati in tempi brevi presso Laboratori Diagnostici Veterinari per un duplice motivo:

1) I Veterinari sono i tecnici più preparati nel settore in quanto hanno competenze di biologia, ecologia e patologia animale.

2) La vocazione epidemiologica ed igienistica dei Veterinari conferisce loro il ruolo di controlli sanitari permanenti dell'ambiente animale in generale.

Gli animali selvatici, riserve o vittime, entrano in un ciclo complesso di intercontagiosità tra loro ed in rapporto con gli animali domestici e l'uomo.

Le prospettive del controllo sanitario veterinario permanente consentono lo studio epidemiologico delle malattie presenti in un dato territorio (p. es.: la rabbia nelle volpi; la PSC e la PSA nei cinghiali, la brucellosi nei caprioli e nelle lepri, la tubercolosi da M. bovis nei tassi, ecc.) al fine di mettere in atto, a tutela della salute dell'uomo e del patrimonio zootecnico, misure di profilassi diretta o indiretta nei confronti di determinate malattie infettive e parassitarie.

Naturalmente lo studio epidemiologico è inscindibile dalla diagnostica, che fornisce informazioni relative alla sanità animale ed alla sanità pubblica.

L'argomento delle zoonosi silvestri entra in questi schemi e meriterebbe sicuramente una trattazione più dettagliata, ma scopo della presente relazione è di riproporre esclusivamente il problema rimandando a lavori specializzati lo sviluppo dei singoli temi.

In una serie di tabelle viene riportata l'elencazione delle zoonosi di più frequente riscontro in Europa corredate dalle notizie essenziali di carattere epidemiologico e clinico.

TABELLA I

Malattia	Agente eziologico	Principali specie selvatiche recettive	Sorgenti d'infezione e modalità di trasmissione	Sintomi negli animali	Materiale patologico per la diagnosi negli animali	Sintomi nell'uomo
ECHINOCCOSI	E. multicularis	Volpe rossa	Roditori selvatici. Infestazione per gli animali tramite ingestione di organi parassitati. L'uomo si infesta ingerendo uova o proglottidi.	Asintomatica	Feci	Dolorabilità ai quadrati addominali superiori, ingrossamento del fegato, ittero.
TRICHINOSI	Trichinella spiralis	Cinghiale	Roditori. Infezione tramite ingestione di carni infestate	Asintomatica	Frammenti muscolari (diaframma, masseteri, lingua, intercostali)	Turbe gastro enteriche, febbre, edema periorbitale, mialgie, trisma, disfagia, dispnea.
TULAREMIA	Francisella tularensis	Lepre	Zecche infette. Piccoli roditori selvatici. Infezione tramite contatto con animali ammalati o morti	Andatura esitante interrotta da crisi convulsive, abbattimento, debolezza treno posteriore digrignamento dei denti	Carcassa intera. Non scuoiare	Ulcere cutanee, adenopatia, febbre. Più raramente si osservano forme oculo ghiandolari, oro-faringea e polmonare.

seguito Tabella 1

PASTEURELLOSI	P. multocida	Lepre, cervidi, volpe, fagiani, pernici, piccioni	Uccelli, lepri. Infezione tramite contatto con animali ammalati o morti, morsicature.	Rinite, polmonite. Nella lepre spesso si osserva piometria, miosite ed osteite. La volpe è asintomatica ed alberga il germe nella cavità orale.	Carcassa intera	Forme respiratorie e meningee. La morsicatura di animali infetti causa lesione locale con linfagite ed adenopatia satellite.
PSEUDO-TUBERCOLOSI	Yersinia pseudotuberco-losis	Lepre, coniglio selvatico, piccione, pernice, fagiano	Lepre, conigli selvatici. Infezione tramite contatto diretto o indiretto con animali ammalati o morti.	Dimagrimento, dispnea e diarrea	Carcassa intera	L'adenite mesenterica è la forma dominante nel bambino, simula l'appendicite acuta. Più rare forme setticemiche, polmonari o congiuntivali.
YERSINIOSI	Yersinia enterocolitica	Lepre, cincillà	Lagomorfi, carnivori, roditori. Infezione tramite contatto diretto più raramente indiretto	Generalmente asintomatica	Carcassa intera	L'enterite è la forma dominante. Talvolta si osserva adenite mesenterica seguita da artrite reattiva. Le setticemie sono frequenti e gravi.

TABELLA 2

Malattia	Agente eziologico	Principali specie selvatiche recettive	Sorgenti d'infezione e modalità di trasmissione	Sintomi negli animali	Materiale patologico per la diagnosi negli animali	Sintomi nell'uomo
SALMONELLOSI	Genere salmonella	Mammiferi, uccelli, rettili	Mammiferi, uccelli, rettili. Infezione tramite consumo di carni in caso di setticemia	Diarrea, cachessia, febbre, aborto. Talvolta asintomatica	Carcassa intera. Feci	Dolori addominali, diarrea, febbre. Talvolta nausea e vomito.
STREPTOBACILLOSI	Streptobacillus moniliformis	Ratti, topi selvatici	Ratti, topi selvatici. Trasmissione tramite morsicature	Poliartrite. Cancrena con perdita degli arti. Suppurazioni. Talvolta asintomatica	Carcassa intera	Eruzioni morbilliformi, artriti, infezioni faringo-laringee.
SODOKU	Spirillum morsus muris	Scoiattolo, marmotta	Roditori selvatici. Infezione tramite morsicature	Generalmente asintomatica. Talvolta congiuntivite, cheratite	Testa o carcassa intera	Febbre, mialgia, esantema maculopapuloso, adenopatia.
FEBBRE BOTTONOSA	Rickettsia conori	Lepri, conigli selvatici	Conigli selvatici, lepri. Infezione tramite punture di zecca	Asintomatica	Carcassa intera. Sangue	Lesione cutanea (punto nero) nel luogo della puntura della zecca, febbre, cefalea, mialgie, congiuntivite. Esantema maculo-papuloso.

seguito tabella 2

LEPTOSPIROSI	Gen. Leptospira	Topi, ratti, riccio, volpe	Roditori selvatici. Infezione tramite soluzioni di continuo contatto con materiale contaminato. Morso	Ittero, emorragie. Talvolta asintomatica	Carcassa intera. Sangue	Febbre, mialgie, artralgie, insufficienza renale ed epatica, ematuria, esantema, meningite.
CAMPILO-BATTERIOSI	C. jejuni C. pyloridis	Anatre migatrici, merli storni, marmotte	Ambiente acquatico inquinato dai volatili selvatici. Infezione tramite ingestione	Generalmente asintomatica. Talvolta diarrea	Feci, intestino	Febbre intermittente, diarrea.
BRUCELLOSI	B. abortus, suis intermedia	Capriolo, camoscio, lepre	Roditori, zecche. Infezione tramite contatto diretto ed indiretto con animali infetti	Capriolo: localizzazioni osteoarticolari e genitali. Camoscio: localizzazioni oculari e genitali. Lepre: localizzazioni genitali ed ascessi	Sangue	Febbre a carattere ondulante associata a sudorazione, mialgia ed artralgia.
LISTERIOSI	L. monocitogenes	Anatra, pernice, fagiano, topo, volpe, lepre, martora, marmotta	Ambiente contaminato dalle feci degli animali portatori. Infezione per via digestiva	Incoordinazione motoria, paresi dei masseteri, dimagrimento	Carcassa intera	Forme disseminate: miliarica generalizzata del neonato, settica generalizzata, meningo-encefalica. Forme localizzate: oculo-ghiandolare, anginosa, respiratoria.

TABELLA 3

Malattia	Agente eziologico	Principali specie selvatiche recettive	Sorgenti d'infezione e modalità di trasmissione	Sintomi negli animali	Materiale patologico per la diagnosi negli animali	Sintomi nell'uomo
CARBONCHIO EMATICO	Bacillus Anthracis	Erbivori selvatici	Infezioni degli animali tramite ingestione foraggio contaminato da spore. L'uomo si infetta per contatto diretto o indiretto con materiale infetto (sangue)	Morte improvvisa, perdita di sangue dall'ano	Carcassa intera ed eventualmente padiglione auricolare. Non scuoiare	Forma cutanea: pustola maligna con adenite, febbre.
CLAMIDIOSI	Clamidia psittaci	Psittacidi, palmipedi, piccioni	Uccelli selvatici. Infezione tramite inalazione	Generalmente asintomatica, talvolta cachessia, diarrea	Carcassa intera, Sangue	Dispnea, tosse secca e stizzosa, polmonite.
FEBBRE Q	Coxiella Burnetii	Scoiattolo, roditori piccioni	Roditori, zecche. Infezione per contatto diretto o indiretto e per inalazione	Generalmente asintomatica.	Carcassa intera, Sangue	Debutto improvviso, febbre alta, splenomegalia, colostasi epatica, dispnea, polmonite atipica.
BORRELLOSI (Malattia di Lyme)	Borrelia burgdorferi	Uccelli, volpi, scoiattolo, riccio, capriolo	Roditori. Trasmissione attraverso le zecche	Generalmente asintomatica. Talvolta malattia febbrile con batteriemia prolungata	Sangue, carcassa intera	Eritema migrans, polineuropatie periferiche, artrite, disturbi cardiaci.

seguito Tabella 3

MAL ROSSO	Erysipelotrix rhusiopathiae	Corvo, aquila, volpe, cinghiale, cervo	Roditori selvatici, pesci, crostacei. Infezione tramite contatto diretto o indiretto con animali morti	Gli animali vengono trovati morti dopo breve malattia febbrile	Animale intero	Eritema purpureo cutaneo seguito da linfoadenite, febbre ed artralgia. raramente si conserva la forma setticemica.
ENCEFALO-MIOCARDITE	Picornavins	Roditori, ratti	Roditori. Infezione tramite urine e feci. Contaminazione degli alimenti	Generalmente asintomatica	Animale intero. Sangue	Meningite o encefalomielite.
CORIOMENINGITE LINFOCITARIA	Arenavirus	Roditori, criceti	Topi domestici. Infezione tramite urine e feci, contatto diretto (morso), per inalazione	Coriomeningite linfocitaria. Depressione sistema immunitario	Sangue. Liquido cefalo-rachidiano	Febbre generalmente benigna. Talvolta meningite linfocitaria acuta, cefalea.
ECTIMA CONTAGIOSO	Parapoxvirus	Camoscio, capriolo	Capre, montoni. Infezione tramite contatto diretto su escoriazioni e ferite	Pustole localizzate sulle labbra	Croste	Febbre seguita da eruzione papulosa accompagnata da linfoadenite; localizzazioni più frequenti alle mani e al viso.
MALATTIA DI NEWCASTLE	Paramyxovirus	Volatili, piccioni	Volatili, piccioni. Infezione tramite feci, soggetti contaminati, aerosol	Sintomi digestivi, respiratori e nervosi	Essudato tracheale, polmoni, cervello	Congiuntivite. Talvolta ipertermia e faringite.
RABBIA	Rabdovirus	Mammiferi selvatici	Roditori. Infezione tramite morso o lambitura, aereosol	Cambiamenti del comportamento, eccitazione, paralisi	Testa	Ansia, cefalea, rachialgia, ipertonia muscolare, spasmi laringo-tracheo bronchiali, convulsioni.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

P. Boni

"LA TRICHINELLOSI NEGLI ANIMALI SELVATICI"

Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia
Via A. Bianchi, 7 25124 Brescia

La trichinellosi è una malattia parassitaria di numerose specie animali, uomo compreso. Rientra pertanto nel novero delle zoonosi. Al genere *Trichinella* appartengono almeno quattro varietà, talora definite come specie: *T. spiralis, T. nativa, T. nelsoni e T. pseudospiralis*, la cui differenziazione è possibile mediate complesse prove di ibridazione crociata e di caratterizzazione biochimico-immunologica. I parassiti del genere *Trichinella* hanno un ciclo diretto e mancano di ospite-specificità: in tal modo esistono ampie possibilità di una trasmissione interspecifica che ne giustifica la diffusione planetaria, verificata in oltre 150 specie di mammiferi (Tab.1).

Biologia di Trichinella

L'infestazione ha inizio con l'assunzione di carne contenente larve incistate. Una volta liberata dalla digestione gastrica, entro 10 minuti la larva (1 mm di lunghezza) penetra nella parete del piccolo intestino e si situa agevolmente entro il suo spessore senza danneggiare le cellule che si allungano e, operando una fusione per sincizi, avvolgono la larva in una sorta di membrana. Pur essendo possibili localizzazioni in digiuno ed ileo, è principalmente il duodeno ad essere interessato. Il grado di motilità intestinale gioca un importante ruolo nella velocità di trasporto delle larve e quindi nel sito di penetrazione entro la parete. Stato di nutrizione, efficienza immunitaria e qualità della flora intestinale rappresentano altrettanti fattori capaci di condizionare il numero delle larve infestanti e quindi la gravità della parassitosi. È importante anche la temperatura ambientale dato che animali tenuti a 8-10° C albergano meno larve rispetto a soggetti allevati a 6° C. Una volta penetrate nelle nicchie intestinali, le larve iniziano le mute che in rapida successione e in un tempo medio di 30 ore le portano allo stadio adulto. Con l'ultima muta si ha un completo rimodellamento dei principali tessuti ed organi con utilizzazione quasi completa delle ingenti scorte di glicogeno (dal 15 a meno dell'1% in termini di residuo secco). La forte componente glicogenica è essenziale alla spiccata motilità delle trichinelle che si svolge, come nei serpenti, in modo bidirezionale. Le trichinelle possiedono un sistema termocettore capace di guidarle verso la maggiore temperatura delle parti più attive ed irrorate. È interessante notare che queste caratteristiche di termotropismo vengono perdute da trichinelle adulte eliminate in seguito a reazioni immunitarie.

I sessi sono già differenziati nelle larve L1 infestanti, ciò che rappresenta un esempio unico tra tutti i nematodi.

Al raggiungimento della maturità sessuale, si ha immediatamente l'accoppiamento, già entro le nicchie intracellulari (37-40 ore dalla infestazione). Esiste un rapporto

preciso tra maschi e femmine (1:2) che resta costante fino alla espulsione immunitaria. Tuttavia, mentre le femmine sono ammassate prevalentemente nel duodeno, i maschi si distribuiscono per tutta la lunghezza del piccolo intestino. Questa suddivisione territoriale, derivante da una repulsione reciproca presente solo nei maschi, garantisce la fecondazione di tutte le femmine. La sopravvivenza degli adulti nell'intestino è variabile tra 40 e 83 giorni.

Dopo la fecondazione le uova si sviluppano completamente entro l'utero e dalla vulva nascono direttamente larve prive di guscio.

La dinamica di nascita delle larve L1 segue un andamento modale: inizia a 6 giorni dalla assunzione della carne parassitata per raggiungere il massimo in 9 giornate e diminuire gradualmente fino alla estinzione (15° giorno dal pasto infestante). Ogni femmina genera alcune centinaia di larve (in media 400) che dopo 30 giorni sono reperibili nei muscoli. La gravità della infestazione dipende dal numero di femmine fecondate e dalla quantità di larve generate da ciascuna di esse. Già in 9 giornata dalla infestazione le larve neonate si ritrovano nella linfa (97%), nel fegato e nei polmoni.

La linfa è la principale via utilizzata dalle larve per guadagnare il torrente circolatorio e quindi la muscolatura striata che rappresenta la sede definitiva e una nicchia idonea all'incistamento e quindi alla perpetuazione della infestazione. Anche se altri organi e tessuti vengono invasi dalle larve durante la migrazione, si ritiene che queste abbiano la capacità di uscirne per poi raggiungere la sede naturale. Nella migrazione, le larve nuotano e perforano i tessuti utilizzando uno sperone craniale.

Dopo 20 giorni dalla localizzazione muscolare ogni larva è aumentata di 270 volte rispetto al volume corporeo posseduto alla nascita e appare avvolta da una capsula (variabile nelle diverse specie da 0,2 – 1,3 x 0,01-0,3 mm) che le può permettere di sopravvivere per tutta la vita dell'ospite anche senza subire calcificazione.

I muscoli interessati dall'incistamento larvale sono quelli più irrorati perché più attivi: extraoculari, masseteri, linguali, laringei, diaframma, collo, intercostali. Altre masse muscolari vengono più o meno colpite nelle diverse specie in ordine al grado di utilizzo durante deambulazione e postura. Come norma generale, in tutte le specie animali le larve si localizzano di preferenza nei muscoli più superficiali e nelle porzioni più esterne di uno stesso muscolo.

In ragione delle sedi di localizzazione, soprattutto in caso di grave infestazione, gli animali colpiti manifestano dolorabilità muscolare, minore dinamicità e conseguente rischi di venire predate, con ciò garantendo la trasmissione della infestazione.

Il rapporto predatore-preda, ma anche carnivoro-carogna, rappresenta il momento epidemiologico cardine nella trasmissione del parassita tra animali inseriti in una stessa catena alimentare e pertanto confinati nel medesimo habitat.

Delle quattro varietà di trichinella riconosciute, *T. psudospiralis* viene riscontrata negli animali selvatici (ad esempio nel procione) ma anche negli uccelli, mentre *T. spiralis* è tradizionalmente associata al suino. *T. nativa* è tipica specie del nord, cioè delle regioni circumpolari di Asia, Nord America ed Europa, con un limite inferiore tracciato sul 40° parallelo; *T. nelsoni* è considerata la specie più meridionale, riscontrata a Sud del 47° parallelo in Africa, Medioriente ed Europa, Italia compresa. Questa distinzione su base animale e/o geografica, legata a territorialità e abitudini alimentari degli ospiti, è tuttavia influenzata da numerosi fattori ambientali e casuali. La trasmissione per ciclo diretto, in mancanza di ospite-specificità, può consentire infatti una dispersione

anche notevole e remota rispetto a singole nicchie ecologiche entro le quali l'infestazione si instauri. Le scarse conoscenze sulla biologia di *T. pseudospiralis* e soprattutto sulla sua localizzazione negli uccelli, rendono ancora incerto il quadro della trichinellosi nel suo complesso. Risultano invece meglio definiti taluni schemi epidemiologici generali che prevedono la trasmissione di *T. spiralis*, *T. nativa* e *T. nelsoni* tra specie animali collegate da precisi rapporti predatore/preda entro aree geografiche definite. Tali schemi permettono di paradigmare cicli di trasmissione della trichenellosi definibili come "domestico" e "selvatico", entrambi passibili di coinvolgere l'uomo.

Ciclo domestico (T. spiralis)

T. spiralis colpisce carnivori ed onnivori in tutte le regioni temperate dell'emisfero settentrionale. Cane, gatto, volpe, orso bruno, carnivori selvatici, cinghiale, sono tutti e solo una parte delle specie selvatiche che possono fungere da serbatoi di Trichinelle. Queste specie, coinvolte nel ciclo silvestre, direttamente o per intervento dei ratti, possono attivare, alimentare o comunque intersecarsi col ciclo domestico.

Il ciclo domestico ha nel suino l'ospite principale, fonte a sua volta di trichinelle per l'uomo che in tal modo diviene un ospite occasionale e terminale.

Il suino può contaminarsi per diverse vie: a) divorando ratti portatori di trichinelle; b) cibandosi di rifiuti di cucina comprendenti porzioni di animali infestati; c) mangiando la coda di suini conviventi parassitati; d) grufolando rifiuti contaminati da resti o feci di animali selvatici parassitati.

Queste modalità di infestazione del suino non sono tuttavia scevre di punti oscuri.

L'acquisizione di trichinelle da parte del suino tramite residui di cucina contenenti parti di carne poco o punto cotta è modalità nota e dimostrata anche per altre malattie del suino, quali ad esempio le Pesti Suine, Classica e Africana. Anche in seguito ai provvedimenti atti a controllare questa forma di diffusione delle malattie batteriche e virali si è avuta rarefazione e scomparsa della trichinellosi negli allevamenti industriali e nella maggior parte di quelli rurali.

Il mangiarsi reciprocamente la coda è stata dimostrata una via possibile di diffusione della trichinellosi, anche se non se ne attribuisce un soverchio valore pratico.

Lo stesso dicasi per quanto riguarda l'assunzione di feci di altri suini altre specie animali colpite da trichinellosi recente. Una questione tuttora controversa è il ruolo dei roditori. La trichinellosi è relativamente diffusa tra i ratti, specie quelli che vivono presso le città, e non esistono dubbi sulla loro potenzialità di trasmettere l'infestazione ad altri ratti, carnivori selvatici o suini domestici. Non è tuttavia ancora chiaro se i ratti siano vettori di parassita per i suini oppure ne rappresentino unicamente un indicatore di presenza. Non è neppure chiaro come il suino si infesti dal ratto. Il suino infatti non mangia ratti se non in condizioni del tutto particolari, quali ad esempio la carenza proteica, essendogli comunemente attribuita una forte ripugnanza nei riguardi delle specie murine. D'altra parte, in corso di specifici esperimenti, suini lasciati accedere a ratti infestati morti e integri (non eviscerati né scuoiati) ne assunsero a sufficienza da divenire parassitati.

In ogni caso, al di là di taluni aspetti ancora in ombra, l'intervento dei roditori resta un punto fermo nei diagrammi di trasmissione della trichinellosi. Appaiono importanti in particolare i ratti che si cibano di rifiuti di cucina e si ammalano ingerendo carne suina (o di altri animali) infestata. Si ha quindi una propagazione della parassitosi all'interno della tribù in virtù del cannibalismo che caratterizza questa specie.

I ratti infestati, acquisitori e distributori del parassita, rappresentano anche un importante anello di congiunzione tra ciclo domestico e ciclo silvestre.

Ciclo silvestre (T. nativa e T. nelsoni)

T. nativa è diffusa in tutto l'emisfero settentrionale al di sopra del 60° parallelo, presente principalmente in orso polare, lupo e volpe, ma anche in tricheco, foca e altre specie selvatiche, più o meno coinvolte nel ciclo silvestre. Sempre in ambiente artico sono riscontrabili come affetti da trichinellosi, seppure più raramente, delfino e orca. Anche cani e gatti, al pari dei ratti, si inseriscono nel ciclo silvestre consumando le carni degli animali parassitati. Il suino è potenzialmente recettivo ma scarsamente colpito, almeno nel ciclo silvestre artico. In questo, che si articola in ambiente marino e ambiente terrestre, non del tutto separati a motivo delle interrelazioni tra le diverse specie in termini di predatore e preda, l'uomo (popolazioni Eskimo) si infesta attingendo alle tradizionali fonti alimentari, costituite da carni consumate più o meno fresche (muktuk), ma comunque crude.

T. nelsoni, diffusa in Europa ed Africa al di sotto del 40° grado di latitudine Nord, coinvolge principalmente le volpi nel Vecchio Continente, canidi e felidi in genere in Africa. Il ciclo può estendersi ai suidi selvatici (facocero), mentre suino domestico e ratti paiono scarsamente recettivi a questa specie di trichinella.

Per ogni tipi di Trichinella e in qualunque ambiente il ciclo silvestre si basa sul binomio preda-predatore, con possibile coinvolgimento secondario dell'uomo. Le specie carnivore divorano gli animali infestati, resi per altro più soggetti a cattura per l'interessamento muscolare che ne compromette la fuga. In virtù della più facile cattura dei soggetti colpiti, viene garantita la perpetuazione del ciclo parassitario.

La predazione certamente ha un ruolo nella trasmissione della parassitosi, ma un significato maggiore dal punto di vista epidemiologico lo svolge la necrofagia.

Le ricerche condotte, ad esempio sulle popolazioni di roditori, sono infatti di scarso supporto alla ipotesi predatore-preda sulla base della bassa prevalenza di Trichinelle riscontrate, ma corrispondono in tutto alle modalità di trasmissione carnivoro-carogna e alle infestazioni piramidali proprie delle catene alimentari. Questa distinzione, oltre che servire nella interpretazione dei risultati e nella pianificazione delle indagini, è anche importante in relazione allo studio comparativo dei cicli biologici del parassita nelle diverse specie animali.

Gli animali selvatici affetti da Trichinellosi sono carnivori od onnivori e acquisiscono il parassita cibandosi delle carogne di carnivori morti. Le specie di taglia più grossa e quelle più longeve giocano il ruolo principale perché in grado nel tempo di accumulare più volte e più copiose larve divenendo a loro volta forti distributori di parassiti quando morti o predati.

Un esempio particolarmente significativo è costituito dall'orso polare, specie caratterizzata da una elevata prevalenza di infestazione, ucciso dall'uomo solamente per la pelle. Le diverse centinaia di Kg di carne abbandonati divengono una tremenda fonte di larve per gli animali necrofagi. Tanto più che le larve, una volta assunte, rimangono infestanti per tutta la vita dell'animale (anche decenni).

Si tende a ritenere che i carnivori preferiscano prede appena uccise, mentre in realtà non disprezzano affatto, se non preferiscono, carne tenera già in preda ad autolisi. È ben nota la resistenza delle larve incistate a putrefazione, salagione e freddo. La capsula non funge solo da barriera proteggente per la larva, ma ne media attivamente i processi di nutrizione, in quanto trasformazione del tessuto muscolare. Una volta cessata la vita dell'ospite, prevale la funzione meccanica e la larva attinge, per sopravvivere, a proprie riserve endogene.

In nessun altro posto il ciclo silvestre è più apparente che nelle zone artiche e subartiche, nelle quali la Trichinellosi è presente tanto nei mammiferi terrestri (orso polare, orso bruno, lince,lupo e volpe artica) quanto in quelli marini (tricheco, foca, orca). I tassi di infestazione possono essre molto elevati (30% nell'orso bianco) con pesanti riflessi anche sulle specie animali sinantrope (45% dei cani in Alaska). *T. nativa* è specie adatta alle basse temperature giungendo ad elevati gradi di resistenza al freddo che permettono alle larve di superare vive e vitali lunghi periodi di congelamento entro le carcasse (alcuni mesi a -30° C in lupi e orsi). La resistenza delle larve, viene però completamente perduta dopo passaggio in specie non usuali, ad esempio gli animali da laboratorio. Questo fatto suggerisce che la resistenza sia dipendente dal tipo di muscolatura.

La capacità di resistenza delle larve al freddo deve essere rivista rispetto alle prime osservazioni, secondo le quali a -4° C si ha un abbassamento della vitalità delle larve e loro soppressione dopo permanenza a -12° C o meno per 10-20 giorni.

Tra le particolarità della Trichinellosi artica bisogna anche ricordare la capacità di produrre larve incistate anche per molti anni negli animali senza dar luogo se non a scarsa calcificazione.

Gli orsi polari si infestano nutrendosi di foche o animali terrestri, compresi altri orsi. È notevole la percentuale di orsi polari parassitati, nonostante la loro abitudine di cibarsi di pelle e del grasso sottostante piuttosto che della muscolatura. Probabilmente la trasmissione delle larve avviene in gran parte attraverso i muscoli pellicciai.

Gli altri mammiferi terrestri artici si infestano nella stessa maniera, cacciando cioè animali parassitati. L'infestazione dei mammiferi marini artici rappresenta tuttavia una enigma nei termini della ipotesi predatore-preda. I trichechi generalmente si alimentano a base di molluschi e altri invertebrati, ma non disdegnano la carne di altri mammiferi, specie quando il cibo è scarso. Non si sa se i trichechi caccino le foche vive, ma sicuramente le mangiano quando moribonde o morte. Considerata la presenza di *Trichinella* nelle foche e nei mammiferi terrestri, si spiega anche la parassitosi nei trichechi. È però più difficile giustificare la malattia nella foca, specie riscontrata affetta da trichinellosi anche se in percentuali tanto basse da non includerla tra le principali componenti del ciclo silvestre. La foca si alimenta a base di pesci e crostacei e sembra che proprio questi ultimi siano vettori passivi delle trichinelle, capaci di sopravvivere fino a 28 ore nello stomaco dei crostacei che si siano cibati di carni infestate, siano esse carogne di orsi e volpi oppure cani morti rimasti sulla banchisa prossima al mare o gettati in questo dall'uomo. I roditori risultano più colpiti da trichinellosi in Artico che nelle regione temperate o tropicali, dovendosi nutrire di carogne nei periodi di scarsa disponibilità di cibo. I roditori poi, a loro volta, trasmettono la trichinellosi ai carnivori artici.

Mentre la trichinellosi è da tempo nota nelle regioni artiche e temperate, solo recentemente si è riscontrata endemica nelle aree tropicali. Gli animali selvatici consento-

no la perpetuazione del ciclo silvestre nelle zone tropicali e subtropicali, ed esempio tramite ienidi, canidi e felidi in Africa, lo zibetto in India, lo sciacallo in Iran. In queste zone e in Tailandia i suini selvatici rappresentano fonti importanti per l'uomo, mentre i roditori sono generalmente esenti da trichinellosi eccetto che in prossimità delle città. Nelle zone tropicali si assiste infatti ad una predominanza di *T. nelsoni*, (variante dell'Africa Orientale), dotata di scarsa infestività per ratti e topi.

Rispetto al ciclo silvestre l'uomo si pone come ospite occasionale e non indispensabile alla perpetuazione del ciclo. La maggior parte dei focolai di trichinellosi umana deriva dal consumo di carne d'orso e tricheco nelle zone artiche, di animali selvatici stanziali nelle altre parti del mondo. Naturalmente l'importanza della trichinellosi nell'uomo varia grandemente da zona a zona del mondo, condizionata dalle abitudini religiose e culinarie così come da fattori biologici.

La malattia è perciò un grave problema tra le popolazioni Eskimo che si cibano tradizionalmente di mammiferi polari, mentre altre popolazioni, ad esempio Bulgari e Svedesi che condividono il territorio con elevate percentuali di volpi infestate (35 e 20% rispettivamente) senza consumarne le carni, non pagano le conseguenze della elevata pressione parassitaria.

Situazioni epidemiologiche particolari

Considerata la vasta gamma di situazioni epidemiologiche possibili, i cicli silvestre e domestico presentano numerose opportunità di intersecamento, fornendo altrettante occasioni di malattia per l'uomo. Non è ad esempio infrequente la somministrazione di residui di carne d'orso o altri animali infestati ai suini domestici, con evidente nesso tra ciclo silvestre e ciclo domestico. Esistono popolazioni tra le quali tradizionalmente i morti vengono lasciati in pasto ad animali necrofagi, con possibilità di passaggio delle Trichinelle dall'uomo agli animali selvatici. È anche tradizione di particolari popolazioni cibarsi ritualmente di almeno una parte dei propri morti. In entrambe queste situazioni epidemiologiche viene smentito il ruolo dell'uomo quale ospite terminale.

I ratti, come visto, possono mantenere viva l'infestazione tramite il cannibalismo fornendo un collegamento bidirezionale tra ciclo silvestre e ciclo domestico. Gli orsi, come i ratti, tendono ad avvicinarsi agli insediamenti umani e alimentarsi dei rifiuti urbani, potendo acquisire anche in tal modo il parassita. Lo stesso comportamento ha la volpe, con la quale conviviamo più di quanto normalmente non si ritenga, anche all'interno dei grossi agglomerati urbani. Fortunatamente la trichinellosi, anche se ubiquitaria, non è uniformemente distribuita e la focalità delle endemie nelle popolazioni animali, fonte potenziale di notevole rischio per l'uomo e le altre specie animali, può generalmente essere riconosciuta, chiarita nelle modalità di trasmissione e quindi adeguatamente combattuta.

Oltre ai ciclo dimestico e silvestre esistono altre modalità di trasmissione da considerarsi alle stregua di cicli minori. Ad esempio, per intervento umano, si ha perpetuazione regolare del parassita negli allevamenti di animali da pelliccia, visone in primo luogo, per la pratica comune di riciclare agli animali allevati la carne dei soggetti morti o uccisi al momento della raccolta delle pelli. Lo stesso accade con i cani artici, alimentati con carne di altri cani da slitta, per cui la trasmissione da cane a cane rappresenta una

variante introdotta dall'uomo del ciclo naturale: carnivoro-carogna. Questi cicli sono indubbiamente artificiali, ma pur sempre passibili di trasferire il parassita da animali domestici a selvatici o viceversa, potendo coinvolgere l'uomo.

Un enigma epidemiologico è dato dai suini con trichinellosi e alimentati solo a base di mangime.

È possibile che in questo caso l'infestazione derivi da morsicamento della coda o più probabilmente da ingestione di feci di ratti o di altri animali selvatici parassitati, teoria per altro ipotizzata anche per altre specie domestiche, cavallo incluso.

La trasmissione di trichinelle dalla volpe al suino con le feci è dimostrata, anche se nel corso di esperimenti del tutto particolari: volpi infestate recentemente e sospese in gabbie sotto le quali stazionavano i suini.

TABELLA 1 – Specie animali riscontrate quali ospiti di Trichinella in Natura

---

MARSUPIALI: Opossum
INSECTIVORI: Toporagno, Talpa, Riccio
CHIROTTERI: Pipistrelli
EDENTATI: Armadillo
PRIMATI: Leontocebo, Alouatta, Atele, Scimmia ragno, Cebo capuccino, Saimiri, Babbuino, Cercopitechi, Macachi, Uomo
LAGOMORFI: Lepre, Coniglio selvatico
RODITORI: Castoro, Cavia domestica, Arvicole, Topicampagnoli, Cricetulo, Lemming, Merione, Criceto, Ondatra, Peromisco, Ratto del cotone, Topi selvatici, Topolini domestici, Topolino delle risaie, Surmolotto, Ratto campagnolo, Ratto comune, Citelli, Marmotta, Ghiro, Scoiattoli, Spermofilo.
CETACEI: Delfinattero, Narvalo
CARNIVORI: Volpe, Sciacallo, Cane, Coyote, Lupo, Urocione, Gatto selvatico, Puma, Leopardo, Gatto domestico, Lince, Serval, Leone, Giaguaro, Tigre, Iene, Ghiottoni, Faina, Lontra, Martore, Zibellino, Tassi, Moffetta, Donnole, Ermellino, Puzzole, Furetti, Visone, Procione, Grizzly, Baribal, Orso bruno, Orso polare, Manguste, Genette, Civette, Zibetti, Foche, Leone marino, Tricheco
PERISSODATTILI: Cavallo
ARTIODATTILI: Facocero, Potamocero, Maiale, Cinghiale, Bovino, Capra, Pecora, Renna, Ippopotamo
TILOPODI: Cammello

La trasmissione di trichinelle con le feci è possibile se vengono assunti con esse parassiti adulti ancora capaci di generare larve, eliminati in seguito ai meccanismi di resistenza naturale o acquisita.

Questa modalità di trasmissione con le feci è dimostrata anche tra suini nei primi 5 giorni dalla infestazione. Gli stessi erbivori, la cui dieta dovrebbe escludere possibilità di infestazione, in realtà possono acquisire il parassita assumendo foraggi contaminati da carcasse o feci di roditori parassitati. Cavalli, bovini, pecore e capre possiedono tuttavia una certa resistenza naturale che previene lo sviluppo delle larve in muscolo.

Gli animali giovani sono tuttavia più sensibili di quelli anziani e alcuni episodi di malattia nell'uomo hanno avuto una sicura origine nel consumo di carne di queste specie.

Anche i cani, sebbene ritenuti come i gatti dotati di resistenza naturale alla infestazione, nelle zone a rischio presentano elevati gradi di positività fino allo sviluppo di franche forme cliniche caratterizzate da diarrea emorragica (sviluppo enterico delle trichinelle) e affaticabilità, gonfiore agli occhi, incapacità di deambulazione, pelo arruffato, bava alla bocca e contrazioni muscolari tonico-cloniche, tutte manifestazioni della localizzazione muscolare delle larve.

Oltre ai mammiferi, *Trichinella* è stata riscontrata in numerose specie del regno animale (ad esempio anfibi, rettili, pesci) senza che tuttavia si possa parlare di parassitosi. È noto infatti che le Trichinelle possono completare il ciclo biologico solo quando la temperatura corporea si trovi a 35-37° C in via naturale o indotta. Le specie non recettive fungono quindi da semplici vettori passivi e occasionali.

È questo il caso dei mammiferi insettivori, che assumono le trichinelle cibandosi di insetti che si siano depositati su carogne di animali parassitati. Gli insetti infatti non acquistano la parassitosi, ma restano portatori per molte ore nell'intestino di larve infestanti per il mammifero che se ne ciba.

La malattia nell'uomo e negli animali

La maggior parte dei casi decorre in modo inapparente o comunque non diagnosticato negli animali e nell'uomo. In quest'ultimo infatti il 38% dei casi positivi ha meno di 1 larva/g di muscolo, il 52% tra 1 e 10 larve e solo meno dell'1% è portatore di oltre 100 larve/g di muscolo, presentando quindi una franca sintomatologia clinica. Come nella maggior parte delle malattie infettive, la trichinellosi presenta un periodo di incubazione, uno stadio acuto e un periodo di guarigione.

Durante la fase enterale si ha un certo grado di irritazione (anche notevole se l'infestazione è grave) con conseguente enterite e diarrea. La sintomatologia gastrointestinale è tuttavia presente solo in 1 caso su 7 e anche in questo non specifica. La sintomatologia clinica specifica, legata cioè alla fase di migrazione muscolare delle larve, è tanto più precoce quanto maggiore è il numero delle larve:
incubazione di 5-10 giorni nei casi gravi, 10-20 nei moderati, 15-30 nei lievi e 25-35 nei casi abortivi.

L'incubazione è seguita da una fase di sintomatologia acuta o subacuta, rappresentata da febbre, mialgie, edema periorbitale.

La guarigione, cioè la distruzione di *T. spiralis* indovata nei muscoli, richiede nell'uomo diversi anni, ma può essere notevolmente accelerata dalla terapia. Questa prevede l'uso di Thialendazolo (25 mg/kg di peso vivo) attivo contro adulti e larve. Numerosi antielmintici, specie quelli benzimidazolici (mebendazolo, flubendazolo e cambendazolo) sono molto efficaci contro le larve muscolari negli animali.

Profilassi

La pianificazione dei controlli sulla carne, unitamente alle mutate condizioni di allevamento che limitano il contatto con i serbatoi naturali del parassita, hanno contribuito a ridurre, se non eliminare completamente, la trichinellosi umana connessa al ciclo

domestico e al consumo di carne suina. Non altrettanto accade per la trichinella legata al consumo di carni selvatiche, specie in zone o tra popolazioni che non prevedono controlli sanitari sistematici o adeguati trattamenti delle carni (Eskimo).

In Italia dal 1959, anno d'inizio dell'esame trichinoscopico routinario sulle carni suine, non si sono più registrati focolai di trichinellosi umana dovuta a questa specie. Sono insorti tuttavia episodi sporadici, ma non per questo meno gravi, di trichinellosi umana dovuta al consumo di carni crude o poco cotte di cinghiale, volpe e cavallo.

Particolarmente quest'ultima specie è responsabile di almeno sei diversi focolai di trichinellosi umana registrati in Italia e Francia che hanno coinvolto oltre 1.600 persone delle quali alcune decedute.

Tutti gli animali erano di provenienza estera, e più recentemente yugoslava e polacca.

Nel corso dei controlli effettuati di routine su carni e animali importati da questi stessi paesi sono stati effettuati ulteriori isolamenti del parassita che giustificano l'esame sistematico degli animali utilizzati per l'alimentazione umana di qualunque specie e provenienti da aree a rischio. In italia devono rientrare in questi controlli, oltre a suino ed equino, le carni di cinghiale e volpe, responsabili di diversi focolai di trichinellosi umana negli ultimi anni.

La dimostrazione di una trichinellosi in atto è possibile *in vivo* mediante specifiche prove sierologiche (ELISA). Nell'animale macellato le larve si distinguono direttamente nel muscolo (esame trichinoscopico) o al microscopio previa digestione cloridro-peptica, analisi eseguibili in tempi brevi e grandi serie.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

F. TOLARI*

RUOLO DEGLI ANIMALI SELVATICI NELL'EPIDEMIOLOGIA DELLE LEPTOSPIROSI

Dipartimento di Patologia Animale, Profilassi ed Igiene degli Alimenti
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Viale delle Piagge, 2 - 56124 Pisa

Introduzione

Nello studio dell'epidemiologia delle leptospirosi viene rivolta particolare attenzione alle relazioni fra ospite, parassita ed ambiente, con un approccio comunemente definito di tipo ecologico. In questo contesto lo studio dell'infezione nelle popolazioni selvatiche è necessario per completare il quadro delle conoscenze. I primi studi sulle leptospirosi dei selvatici furono intrapresi per comprendere l'epidemiologia delle leptospirosi dell'uomo e dei domestici e soltanto successivamente sono stati indirizzati a conoscere il ruolo di queste infezioni nella patologia dei selvatici.

La bibliografia sull'argomento si è andata arricchendo con il passare degli anni ed anche se, in ecosistemi in equilibrio queste infezioni non sembrano avere un peso rilevante nella patologia della fauna selvatica, rappresentano tuttavia un modello interessante di studio che fornisce utili spunti di riflessione a coloro che si interessano di gestione e protezione del patrimonio faunistico.

L'approccio ecologico allo studio dell'epidemiologia delle leptospirosi

Le leptospirosi sono infezioni a diffusione mondiale che interessano centinaia di specie selvatiche e domestiche.

Le leptospire patogene appartengono tutte alla specie *interrogans* e sulla base delle loro caratteristiche antigeniche vengono raggruppate in 19 sierogruppi e 172 sierotipi, i quali presentano anche caratteristiche biologiche diverse (diversa patogenicità per le varie specie animali).

Le leptospire sono agenti scarsamente resistenti nel mondo esterno e nella dinamica evolutiva delle biocenosi i sierotipi hanno raggiunto un elevato adattamento nei confronti di alcuni ospiti, stabilendo una relazione compatibile con il mantenimento in vita sia dell'ospite che del sierotipo. Tali popolazioni animali costituiscono la riserva naturale dei sierotipi nei diversi ecosistemi e vengono per questo definite ospiti di mantenimento (12). L'infezione negli ospiti di mantenimento assume carattere endemico ed è caratterizzata da:

- alta suscettibilità all'infezione da parte dell'ospite;
- scarsa patogenicità del sierotipo nei confronti dell'ospite;
- prolungata escrezione urinaria;
- efficiente trasmissione dell'infezione anche agli individui delle generazioni successive.

* Indirizzo attuale: Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi - Via Nizza, 52 - 10126 Torino

All'interno di ciascun ecosistema l'ospite di mantenimento costituisce la nicchia ecologica per quel particolare sierotipo, cioè: la posizione funzionale al mantenimento dell'equilibrio ambientale che il sierotipo occupa all'interno dell'ecosistema, in rapporto con gli altri esseri viventi (animali, piante, microrganismi).

L'infezione non rimane confinata all'ospite di mantenimento e può coinvolgere individui di altre specie (ospiti accidentali). La trasmissione dell'infezione agli ospiti occidentali non è necessaria per la sopravvivenza del sierotipo nell'ambiente e tale infezione assume le caratteristiche di infezione sporadica:

– scarsa suscettibilità all'infezione da parte dell'ospite, ma quanto l'infezione attecchisce può decorrere in forma molto grave;
– escrezione renale di breve durata;
– inefficiente trasmissione intraspecifica ed interspecifica dell'infezione (12).

In ecosistemi non alterati i sierotipi tendono a rimanere confinati nelle proprie nicchie ecologiche in una situazione di armonico equilibrio fra ospite e parassita; in queste condizioni la malattia rimane totalmente inapparente. Tale fenomeno viene definito "focalità naturale delle leptospire" (13).

Le leptospirosi nelle popolazioni selvatiche sono spesso una conseguenza dello sconvolgimento della focalità naturale di questi microrganismi, in ecosistemi alterati per l'estinzione od il sovraffollamento di alcune specie e/o l'introduzione di altre, sia domestiche che selvatiche. Le modificazioni che avvengono all'interno degli ecosistemi spiegano inoltre i processi dinamici che caratterizzano l'epidemiologia della leptospirosi. Alcuni sierotipi possono infatti:

– entrare in competizione con altri per una determinata nicchia ecologica;
– occupare una nicchia ecologica vacante diversa da quella abituale, verso la quale hanno un buon tropismo;
– in particolari ecosistemi ed in condizioni favorevoli, occupare più nicchie ecologiche.

Tali processi possono essere svelati solo se le relazioni fra i sierotipi ed i propri ospiti vengono periodicamente riesaminate. Secondo questo concetto anche le condizioni di ospite di mantenimento o di ospite accidentale devono essere considerate relative e come tali suscettibili di modificazioni con il passare del tempo (19). Ne consegue che indagini svolte su una determinata specie animale in un determinato luogo e momento, possono non essere valide in altre situazioni.

Studi per identificare gli ospiti di mantenimento

Per comprendere l'epidemiologia delle leptospirosi assumono particolare importanza gli studi volti ad identificare gli ospiti di mantenimento dei diversi sierotipi all'interno di ciascun ecosistema.

Studi sierologici – Esistono notevoli difficoltà a stabilire se un selvatico funge da ospite di mantenimento per un sierotipo, solo attraverso l'indagine sierologica. Al riguardo il test più utilizzato è quello di microagglutinazione. L'ELISA non trova ancora impiego nella routine sierologica sui selvatici, per le difficoltà a reperire coniugati specifici anti gamma-globuline per le diverse specie animali. La specificità (capacità del test ad identificare gli animali sicuramente non infetti) è influenzata in senso negativo dalle cross-reattività fra sierotipi, soprattutto all'interno dello stesso sierogruppo, ma

anche all'esterno del sierogruppo. D'altra parte, la sensibilità (capacità del test ad identificare gli animali sicuramente infetti) varia a seconda che la specie in causa sia un ospite di mantenimento (bassa sensibilità) od un ospite accidentale (elevata sensibilità) del sierotipo in esame. Un alto titolo anticorpale nei confronti di un sierotipo è indicativo di una infezione attiva, ma non offre indicazioni sulla capacità dell'animale a fungere da ospite di mantenimento per quel sierotipo. Nella sierologia sui selvatici è inoltre indaginoso stabilire se un basso titolo anticorpale è espressione di un'infezione recente o di un'infezione pregressa, per le difficoltà ad ottenere doppi prelievi di siero dagli stessi animali.

Studi batteriologici – Le maggiori informazioni si ottengono quando i risultati degli esami sierologici possono essere messi a confronto con quelli degli esami batteriologici eseguiti sugli stessi animali. Per stabilire quale specie funga da ospite di mantenimento per un determinato sierotipo in un particolare ecosistema, alcuni AA. (5) suggeriscono di calcolare l'indice di escrezione, inteso come il rapporto fra il numero degli animali risultati escretori di leptospire ed il numero totale degli animali riconosciuti infetti (escretori più sieropositivi): 0,05 è l'indice di escrezione minimo che in condizioni favorevoli permette il mantenimento di un sierotipo in una popolazione animale. Più semplicemente possiamo dire che se l'isolamento della leptospira viene fatto in diversi animali che presentano bassi titoli anticorpali, si hanno buone probabilità che quella specie animale funga da ospite di mantenimento per quel sierotipo.

Direttamente collegato all'isolamento e il problema della corretta identificazione degli stipiti isolati; non mancano infatti difficoltà ad orientarsi fra una notevole varietà di sierotipi. Attualmente molti problemi possono essere risolti mediante il ricorso alle tecniche di microbiologia molecolare (studi con enzimi di restrizione, anticorpi monoclonali, sonde molecolari) e già si parla di "epidemiologia molecolare", riferendosi alle ricadute che tali tecniche hanno sugli studi epidemiologici, anche nel campo delle leptospirosi.

Studi sperimentali – Le infezioni sperimentali possono fornire utili informazioni, anche se si incontrano difficoltà a riprodurre sperimentalmente le stesse condizioni che si verificano in natura. In particolare tali studi possono svelare se, sulla base delle caratteristiche biologiche, una specie animale è adatta al mantenimento di un determinato sierotipo; non è detto però che ciò si verifichi necessariamente in natura od in tutte le circostanze.

Fattori ambientali e trasmissione dell'infezione

È noto che le leptospire sopravvivono bene nell'ambiente esterno solo in condizioni di clima caldo umido ed in ambienti acquitrinosi, con acque a pH neutro o leggermente alcalino, non contaminate ed a bassa salinità. È ovvio quindi che le condizioni ambientali possano influenzare l'epidemiologia delle leptospirosi. Tale influenza varia però a seconda che l'infezione riguardi ospiti accidentali od ospiti di mantenimento. Mentre nel primo caso, salvo l'eccezione della trasmissione da preda a predatore, i fattori climatici ambientali hanno un peso rilevante nella trasmissione dell'infezione (tali infezioni sono infatti frequenti nelle regioni tropicali e subtropicali, e nelle regioni temperate hanno incidenza stagionale); la trasmissione dell'infezione all'interno delle popolazioni di

ospiti di mantenimento è meno condizionata da questi fattori e talvolta può avvenire in modo efficace anche in condizioni ambientali sfavorevoli per la sopravvivenza delle leptospire o quando l'ospite di mantenimento sia presente sul territorio con una densità molto bassa.

Ciò può verificarsi poiché le leptospire adottano alcune strategie con le quali evitano le fasi di passaggio nell'ambiente esterno.

Una di queste è la trasmissione diretta associata con l'attività sessuale. Tale trasmissione può avvenire sia per i contatti più frequenti fra animali della stessa specie, non esclusi i combattimenti fra maschi, sia per trasmissione venerea; come stanno a dimostrare gli isolamenti di leptospire dall'apparato genitale maschile e femminile (3-4). Naturalmente quando la trasmissione avviene attraverso lo sperma questo può anche contaminarsi con urina infetta durante il passaggio nell'uretra.

Si possono riportare diversi esempi in cui la trasmissione associata con l'attività sessuale risulta determinante per il mantenimento di leptospire in alcune popolazioni selvatiche.

È questo il caso di *Hemiechinus auritis*, un riccio che vive nelle steppe aride della Russia e si rinviene con densità molto basse (2-3 soggetti per ettaro), il quale è risultato portatore di leptospire del sierogruppo *Autumnalis* (13). Il deserto non fornisce certo condizioni ideali per la sopravvivenza e la trasmissione delle leptospire, ma nonostante ciò, ricerche condotte su roditori catturati nel deserto del Texas, nel periodo primaverile, in coincidenza con gli accoppiamenti, hanno evidenziato una prevalenza del 19% di animali portatori di leptospire (17). Infezioni endemiche da *grippotyphosa* sono state segnalate nell'arvicola della tundra (*Microtus aeconomus*) in zone dell'estremo nord della Russia in coincidenza con l'attività sessuale (13). In uno studio epidemiologico sulle infezioni da *pomona* nel cervo a coda bianca (*Odocoileus* sp) nel Wisconsin (20) è stato osservato che la trasmissione dell'infezione è più efficiente durante la stagione degli accoppiamenti. Infatti, sebbene la prevalenza dell'infezione sia in generale più alta nei maschi che nelle femmine, la situazione si inverte negli animali giovani; il fenomeno si spiega con il fatto che le femmine giovani a differenza dei maschi si accoppiano durante la prima stagione degli amori.

La trasmissione di leptospire per via transplacentare è stata recentemente accertata in bovini infetti da sierotipo *hardjo* (10); è possibile che anche nelle popolazioni selvatiche questo tipo di trasmissione rivesta una certa importanza. La trasmissione mediante insetti vettori, strategia utilizzata da altre spirochete particolarmente labili quali *Borrelia burdorferi*, riveste invece un'importanza secondaria nella epidemiologia delle leptospirosi.

La trasmissione da preda a predatore è l'unica modalità di trasmissione interspecifica in condizioni ambientali estreme. Essa è stata accertata sperimentalmente alimentando marsupiali e carnivori con roditori infetti (18) e spiega la prevalenza di sieropositività per una discreta varietà di sierotipi riscontrate nella volpe, predatore di molti roditori e del riccio. Con le stesse modalità potrebbe infettarsi la iena, nella quale sono state riscontrate evidenze sierologiche di infezioni con diversi sierotipi (dati non pubblicati) ed i carnivori selvatici che si nutrono di roditori nelle zone desertiche. La trasmissione da prede a predatori, con persistenza sia pure temporanea in questi ultimi, fornisce ad alcune leptospire l'opportunità per superare il periodo critico invernale (overwintering) quando il numero di diverse specie animali si riduce e la sopravvivenza nell'ambiente è più difficile. Alcuni animali possono rimanere peraltro portatori renali di leptospire anche durante il periodo di letargo, trasmettendo l'infezione alle nuove generazioni nella primavera successiva (8).

Infezione nei selvatici

La letteratura mondiale è ricca di segnalazioni di isolamenti di leptospire e/o di evidenze sierologiche di infezione in molte specie di selvatici. I dati si riferiscono a decine di specie animali e decine di sierotipi e danno una indicazione della notevole diffusione di leptospire in alcune popolazioni selvatiche anche in Italia (9). Per brevità mi limiterò a commentare la situazione epidemiologica di alcune specie di interesse faunistico per il nostro Paese.

Cervo – Nel cervo sono state segnalate infezioni con diversi sierotipi: *pomona, hardjo, grippotyphosa, autumnalis, ballum, copenhageni*. Esse sono per la maggior parte subcliniche, ma talvolta sono state osservate sindromi epato-renali ed aborti. In Nuova Zelanda sono stati descritti casi di itteroemoglobinuria in giovani cervi a seguito di infezioni da *pomona* (6); ed *hardjo* è stata isolata dall'urina di animali sieropositivi (7). In seguito a queste osservazioni alcuni AA consigliano l'uso di un vaccino bivalente pomona-hardjo per prevenire le infezioni nei cervi di allevamento (22). Le segnalazioni di infezioni da *hardjo* in particolare hanno stimolato numerose ricerche per chiarire il ruolo del cervo e di altri ruminanti selvatici nella epidemiologia di questo sierotipo. *Hardjo* infatti ha come ospite di mantenimento il bovino, ma manifesta un certo tropismo anche per altri ruminanti domestici; d'altra parte i ruminanti selvatici, condividendo spesso i pascoli con i ruminanti domestici, potrebbero trasmettere l'infezione da una zona all'altra mediante i loro spostamenti sul territorio. I ricercatori che si sono occupati di questo problema concordano nel non ritenere il cervo un ospite di mantenimento di questo sierotipo e considerano il bovino la principale sorgente di contagio.

Per quanto riguarda il nostro Paese, accertamenti sierologici per sierotipi di leptospire, condotti su 23 sieri di cervi del Bosco della Mesola (Ferrara) hanno fornito risultati totalmente negativi (2). Una indagine sierologica condotta su cervi e bovini del parco "La Mandria" (Torino), ha messo in evidenza una bassa prevalenza di positività per *hardjo* nei cervi (8,4%) ed una infezione a carattere endemico nei bovini (prevalenza 81,9%) (15). Un secondo controllo a distanza di due anni ha dimostrato che l'infezione non si era diffusa nella popolazione dei cervi (prevalenza 8,3%), nonostante il tipo di vita comunitario di questa specie. Queste osservazioni fanno pensare che, nell'ecosistema della Mandria, il cervo contragga sporadicamente l'infezione dal bovino, ma che non costituisca un ospite di mantenimento per *hardjo*. Recentemente abbiamo esaminato 70 sieri di cervo provenienti da un'azienda della Toscana dove si pratica il "deer farming", senza che gli animali abbiano contatti con i bovini ed in nessun caso sono state riscontrate positività per *hardjo*. Soltanto in 5 sieri sono stati svelati bassi titoli anticorpali nei confronti dell'antigene *bratislava*. Tali titoli, riscontrati anche nei cervi del parco "La Mandria" hanno scarso significato epidemiologico e conseguono ad infezioni sporadiche con leptospire del sierogruppo Australis (non necessariamente del sierotipo *bratislava*). Isolamenti di leptospire del sierogruppo Australis da selvatici in stretta associazione ecologica con il cervo, (ricci, muridi, tassi e volpi) sono un evento piuttosto frequente (9).

Camoscio, stambecco, muflone – Non sono state condotte ricerche sistematiche sulla leptospirosi di questi selvatici. I dati in nostro possesso si riferiscono ad una ricerca sierologica per 7 sierogruppi effettuata su 72 sieri di stambecco e 43 di camoscio, prelevati ad animali catturati nel parco dell'Argentera (Cuneo); su 18 sieri di stambecco

inviatici dal parco del Gran Paradiso; e su 10 e 5 sieri di muflone di due riserve, rispettivamente una in Toscana ed una in Lombardia. Per nessuno dei sette sierogruppi sono stati svelati titoli anticorpali significativi, ad eccezione di sporadiche positività a basso titolo per il sierogruppo Australis, per le quali valgono le considerazioni precedentemente espresse.

Cinghiale – I dati più consistenti su questa specie scaturiscono da una ricerca condotta nella Repubblica Democratica Tedesca; su 3236 sieri di sangue esaminati è stata riscontrata una prevalenza di animali positivi del 2,53%, con sieropositività significative nell'ordine di frequenza per i sierotipi *grippotyphosa, javanica, copenhageni, bratislava e tarassovi* (21). Non abbiamo dati sulla situazione italiana, che potrebbe però presentarsi abbastanza diversa rispetto a quella tedesca, per le notevoli diversità negli ecosistemi. Il cinghiale ha avuto una notevole espansione negli ultimi anni sul territorio nazionale e sarebbe interessante conoscere se questa specie può avere un ruolo, nella epidemiologia di *tarassovi* e *pomona*, sierotipi che hanno come ospite di mantenimento il suino.

Lepre – Non esistono dati sulla leptospirosi dei lagomorfi, ad eccezione di alcuni reperti sierologici ed una segnalazione di isolamento del sierotipo *ballum* dal coniglio selvatico in Nuova Zelanda (1). In una indagine sierologica condotta in Olanda su 508 sieri di lepre, sono state osservate prevalenze si sieropositività per *grippotyphosa* oscillanti dall'1% al 30% (11).

Poiché le prevalenze più alte sono state riscontrate nelle zone dove maggiore è la densità di *Microtus arvalis*, ospite di mantenimento di *grippotyphosa*, è probabile che la lepre rappresenti soltanto un ospite accidentale per questo sierotipo.

Nel corso di controlli sierologici su lepri di importazione e di cattura, abbiamo avuto occasione di fare una osservazione che avvalora questa tesi. Su 140 lepri importate dall'Europa dell'Est nel 1983 e lanciate in Toscana, 21 risultarono sieropositive per *grippotyphosa*, sierotipo raramente riscontrato nel nostro Paese sia nei domestici che nei selvatici. Tutti i controlli sierologici fatti negli anni successivi, su lepri catturate nelle stesse zone dove erano state lanciate le sieropositive, hanno dato esito negativo; abbiamo quindi buoni motivi per ritenere che l'infezione non si sia mantenuta nella popolazione di lepri.

Volpe – Essendo un predatore di numerosi micromammiferi ha ampie possibilità di infettarsi con diversi sierotipi. L'isolamento di *bratislava* è stato segnalato per la prima volta in Italia da Farina ed Andreani (9). Il sierotipo *bratislava* ha come ospite di mantenimento il riccio e la volpe si può contagiare per via diretta cacciando questo animale e cibandosi dei suoi visceri.

L'isolamento di *canicola* è stato segnalato in Gran Bretagna (16). *Canicola* ha come ospite di mantenimento il cane, ma col passare degli anni si sta assistendo ad una graduale scomparsa di questo sierotipo dalla popolazione canina europea. In questo contesto la volpe potrebbe divenire una nuova nicchia ecologica per questo sierotipo. Kingscote ha isolato il sierotipo *pomona* dalla volpe nell'Ontario (14); l'Autore ritiene che in quell'ecosistema la volpe svolga un ruolo di amplificatore dell'infezione, ma esclude che sia ospite di mantenimento di quel sierotipo. Bisogna infine ricordare che la volpe, assidua frequentatrice di discariche purtroppo ancora presenti alla periferia dei centri abitati, può venire a contatto in questi luoghi con una fauna abbastanza varia, contribuendo a modificare l'ecologia di alcune malattie infettive comprese le leptospirosi.

BIBLIOGRAFIA

BLACKMORE D.K. MARSCHALL R.B., INGRAM B.R. (1976). *An epidemiological investigation of leptospirosis at an artificial breeding centre.* N.Z. Vet. J. 24, 253-262.

CORRADINI L., PECORARI S. (1981). *Ricerche sierologiche per brucellosi, leptospirosi, listeriosi, febbre Q, toxoplasmosi e tularemia sugli ungulati* (Cervus elaphus *e* Dama dama) del Boscone della Mesola. Atti SISVet 35, 706-707.

ELLIS W.A., SONGER J.G., MONTGOMERY J. CASSELS J.A. (1986). *Prevalence of* L. interrogans *serovar* hardjo in the genital tract of non-pregnant cattle. Vet. Rec. 118, 11-13.

ELLIS W.A., CASSELLS J.A. DOYLE J. (1986). *Genital leptospirosis in bulls.* Vet. Rec. 118, 333.

EMANUEL MARIE L., MACKERRAS I.M., SMITH D. J.W. (1964). *The epidemiology of leptospirosis in North Queensland.* General survey of animal hosts. J. Hyg. (Camb.) 62, 451-484.

FAIRLEY R.A., COOPER D.R., GUILFORD W.G., SCHOLLUM L.M. (1986). *Haemolytic disease associated with* Leptospira interrogans *serovar* pomona *in red deer calves* (Cervus elaphus) N.Z. Vet. J. 34, 116-117.

FAIRLEY R.A., SCHOLLUM L.M., BLACKMORE D.K. (1984). *Leptospirosis associated with serovars hardjo and pomona in red deer calves* (Cervus elaphus) N.Z. Vet. J. 32, 76-78.

FARINA R. (1969). *La leptospirosi degli animali selvatici in Italia.* Atti 3° Simposio Nazionale sulle leptospirosi. Mantova.

FARINA R., ANDREANI E. (1970). *Leptospirosi degli animali selvatici in Italia.* Archivio Vet. Italiano 21, 127-141.

GILES N., HATHAWAY S.C., STEVENS A.E. (1983). *Isolation of* L. interrogans *serovar* hardjo *from a viable premature calf.* Vet. Rec. 113, 174-176.

HARTMAN E.G., BROEKHUIZEN S. (1980). *Antibodies to* Leptospira *in European hare* (Lepus europeus, *Pallas)* in the Netherlands. Zbl. Vet. Med. B 27, 640-649.

HATHAWAY S.C. (1981). *Leptospirosis in New Zealand: an ecological view.* N.Z. Vet. J. 29, 109-112.

KARASYOVA E.V. (1982). *Natural focality of leptospirosis.* In Zoonoses Control. Collection of teaching Aids for International Training Courses. Editor A. Lysenko vol. II 176-187. Centre of International Projects G.K.N.T. Moscow.

KINGSCOTE B.F. (1986). *Leptospirosis in red foxes in Ontario.* J. of Wildlife Diseases 22, 475-478.

LANFRANCHI P., TOLARI F., FORLETTA R., MENEGUZ P.G., ROSSI L. (1985). *The red deer as reservoir of parasitic and infectious pathogens for cattle.* Ann. Fac. Med. Vet. Univ. Torino 30, 3-17.

PRITCHARD D.G. (1986). *National situation of leptospirosis in United Kingdom. The present state of leptospirosis diagnosis and control.* Ed. Ellis W.A. and Little T.W.A. The Hague Mertinus Nijoff.

REDETZKE K.A., MCCANN M.J. (1989). *Isolation of* Leptospira *from desert rodents of west Texas.* J. Of Wildlife Diseases 16, 333-337.

REILLY J.R., HANSON L.E., FERRIS D.H. (1970). *Experimentally induced predator chain transmission of* Leptospira grippotyphosa *from rodents to wild marsupialia and carnivora.* Am. J. Vet. Res. 31, 1443-1448.

TORTEN M. (1979). *Leptospirosis in CRC Handbook Series in Zoonoses.* Ed. J. H. Steele Section A: Bacterial, Rickettsial and mycotic Diseases Chemical Rubber Company Press U.S.A. 1, 363-421.

TRAINER D.O., HANSON R.P., POPE E.P., CARBREY E.A. (1983). *The role of deer in epizootology of leptospirosis in Wisconsin.* Am. J. Vet. Res. 24, 159-167.

WIH W., FRIEDER U., WINTER E. (1986). *Prevalence of leptospira antibodies in wild boar.* Monatshefte fur Veterinarmedizin 41, 153-155.

WILSON P.R., SCHOLLUM L.M. (1984). *Serological responses of farmed red deer to vaccine against* Leptospira interrogans *serovars* hardjo *and* pomona. N.Z. Vet. J. 32, 117-119.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

D. GALLAZZI, T. ROTA, E. FACCHIN

CAUSE DI MALATTIA E MORTE NELLE LEPRI DEL NORD ITALIA

* Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

** Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie
Sezione di Verona - Via S. Giacomo, 5B - 37100 Verona

Premessa

La lepre europea (*Lepus europaeus*- tab. 1) è tra i selvatici che più ha risentito delle modifiche dell'habitat naturale, in particolare della meccanizzazione della agricoltura e delle moderne pratiche colturali. Inoltre non vanno dimenticati la connurbazione e la continua costruzione di nuove vie di comunicazione ed altre barriere artificiali, che in certi luoghi determinano il frazionamento e la scomparsa degli areali di riproduzione.

Non vi è dubbio comunque che anche il prelievo sproporzionato, da parte di cacciatori e bracconieri, rispetto alla capacità produttiva di questo animale, abbia contribuito alla sua scomparsa da vaste aree.

È perciò che nei decenni scorsi, in seguito alla pressione dei cacciatori, le Associazioni Venatorie hanno cominciato a liberare in determinati territori e periodi stagionali numerosi capi pronti per la riproduzione (ripopolamento).

È nata quindi l'esigenza di procurarsi tali animali e due sono stati e sono, anche attualmente, i modi per farvi fronte: 1) prelevare i soggetti da territori sufficientemente popolati (fondi aperti o chiusi); 2) riprodurre le lepri in cattività.

Il primo metodo è stato largamente impiegato dai Paesi dell'Est-Europeo, dando origine ad un vantaggioso commercio con l'Italia ed altri Paesi occidentali. Tra l'altro non bisogna sottovalutare i rischi sanitari che il ricorso a questa importazione comporta. In particolare è sempre attuale la possibilità di introdurre patologie non presenti nei nostri territori e che, dalle lepri, vengono diffuse ad altri animali più o meno vicini nella scala zoologica. Casi del genere non mancano nella storia veterinaria del nostro Paese. A questo proposito valga ricordare, per tutti, l'esempio dell'importazione nelle riserve reali di caccia del cervo wapiti (*Cervus elaphus canadensis*), portatore di *Fascioloides magna*, che in seguito infestò i cervi autoctoni riducendone drasticamente la popolazione (Lanfranchi *et al.* 1985).

Per quanto riguarda la riproduzione in cattività, da molto tempo essa è praticata a livello amatoriale o in uno stato di semilibertà all'interno di riserve o bandite, mentre è relativamente recente l'allevamento di tipo razionale, in gabbie appositamente studiate, che richiede sì cospicui investimenti economici, ma permette un miglior controllo degli animali e, teoricamente, anche maggior resa.

Ancor oggi la domanda di lepri da parte delle Associazioni Venatorie è superiore all'offerta e l'elevato costo al destinatario dei soggetti importati rende interessante, anche economicamente, l'allevamento di questi animali in Italia.

Il ricorso all'allevamento della lepre ha introdotto nuovi metodi di utilizzazione

dello spazio, di alimentazione, di sfruttamento. Questi sostanziali cambiamenti hanno garantito da una parte una maggior quantità di animali disponibili, dall'altra hanno causato l'insorgenza, a volte drammatica, di numerose manifestazioni patologiche. Alcune di queste erano già note, altre solo supposte, tutte comunque facilitate dalle particolari condizioni imposte dalle tecnologie dell'allevamento, che mal si accordano con le esigenze di questo animale, in cui ancora è ben presente l'istinto del selvatico.

La patologia della lepre fino a pochi anni fa è stata studiata solo da pochi o pochissimi ricercatori, di solito personalmente interessati all'esercizio venatorio o sollecitati dalle Associazioni Venatorie. Tuttavia dagli anni '70 la ricerca ha affrontato con maggiore impegno questo settore, come dimostrato dall'aumento dei dati biografici, senza dubbio in ciò favorita dal sorgere di numerosi allevamenti.

Verrà qui esposta un'analisi dei numerosi casi di patologia spontanea riscontrati nel corso della routine diagnostica dell'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano e della sezione di Verona dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie. Il materiale in questione si riferisce a lepri ammalate o morte recapitate ai predetti Istituti o direttamente visionate dal personale degli stessi, mediante sopralluoghi in allevamenti della Lombardia, Veneto e Piemonte, nonché di regioni limitrofe. Numerosi sono tuttavia anche i reperti riferentisi a lepri italiane od estere, non di allevamento, recapitate ai suddetti laboratori diagnostici perché accidentalmente trovate sofferenti o morte nei territori di caccia.

Materiale e metodi

Sono stati presi in considerazione tutti i casi di lepri recapitate all'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano a partire dal dicembre 1971 sino al settembre 1988; per quanto riguarda la sezione Veronese dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie sono stati esaminati i casi dei protocolli del biennio 1986-87.

L'esame necroscopico è stato sistematicamente effettuato con la consueta metodologia. Si è pure proceduto, nella quasi totalità degli episodi esaminati, all'esame microscopico del contenuto intestinale; inoltre, dai soggetti più significativi sono stati prelevati campioni per l'esame istologico, batteriologico e/o batterioscopico. L'esame istologico è stato effettuato, previa fissazione in formalina isosmotica al 10%, mediante inclusione in paraffina e successiva colorazione con ematossilina-eosina. Anche per l'esame batteriologico ci si è avvalsi delle comuni tecniche in uso nei laboratori diagnostici.

Complessivamente sono state eseguite 424 necroscopie, di cui 298 relative a soggetti adulti e 126 a soggetti in età pre-pubere. Dalla sezione di Verona dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie invece provengono i dati riguardanti 195 necroscopie, di cui 142 soggetti adulti e 53 giovani.

Risultati

Al fine di meglio adeguarci alla realtà italiana, che in quest'ultimo decennio ha visto sorgere numerosi allevamenti di lepri razionalmente condotti, ci è parso utile dividere i risultati di questa indagine in due parti, la prima riguardante il periodo compreso tra il dicembre 1971 e il dicembre 1980 (corrispondente alla fase di rodaggio dei primi

allevamenti), la seconda relativa al periodo compreso tra il gennaio 1981 e il settembre 1988. Questa suddivisione si dimostra di notevole utilità pratica in quanto nel primo gruppo sono analizzati quasi esclusivamente dati provenienti da animali sempre vissuti allo stato selvatico, mentre nel secondo assumono rilevanza quelli ottenuti da lepri allevate.

I risultati sono riportati nelle tabelle 2, 3 e 4, suddividendo i soggetti esaminati in due classi di età: giovani (in età pre-pubere) e adulti.

Data la presenza, anche in singoli soggetti esaminati, di più forme patologiche sovrapponentesi, le percentuali riportate nelle tabelle in questione servono a dare un'indicazione della frequenza di una determinata patologia, anche sub-clinica, senza risultare necessariamente causa di malattia grave o morte. È esempio tipico il caso della presenza di parassitosi in forma inapparente riscontrate in soggetti deceduti per altre cause.

Enteriti non parassitarie

Dall'analisi della tabella 5 risulta che le alterazioni patologiche più frequentemente riscontrate sono le enteropatie non parassitarie (15,09%), analogamente a quanto accertato anche presso la sezione veronese dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie (tab. 6). Ciò indipendentemente dalla provenienza dei soggetti (liberi o allevati), ma in stretta corrispondenza con l'età. Infatti si nota una diminuzione inversamente proporzionale dei casi di enterite non parassitaria, che passa dal 24% circa dei giovani al 12% scarso degli adulti (tab. 3).

Da un confronto tra le tabelle 2 e 3 risulta inoltre la costante presenza di questo complesso patologico dagli anni '70 ad oggi senza variazioni di rilievo.

Dagli esami batteriologici effettuati in un gran numero di casi risulta evidente la predominanza delle enteriti batteriche su quelle da cause varie.

Escherichia coli è stato isolato più volte e in soggetti di tutte le età. Mentre dagli adulti viene isolato in coltura pura anche dal polmone e da altri organi, nei giovani ha localizzazione esclusivamente intestinale.

Solo in un episodio vengono riportati contemporaneamente sia *E. coli* che clostridi, mentre in un altro caso di enterotossiemia da anaerobi sono state ritrovate numerose blastospore di *Saccaromycopsis guttulatus* (cui per altro viene negato un significato patologico).

Tra le batteriosi enteriche riscontrate sono stati accertati solo tre casi di pseudotubercolosi, in netto contrasto con i dati riportati dalla bibliografia internazionale. Va però sottolineato che nella nostra casistica sono di gran lunga prevalenti le patologie da allevamento e che l'esame batteriologico dell'apparato digerente non è stato effettuato di routine nei soggetti selvatici a causa del frequente non perfetto stato di conservazione degli animali recapitati. È probabile che, nelle lepri selvatiche, anche in Italia la infezione da *Yersinia* sia presente, ma senza raggiungere l'importanza che assume nei soggetti delle pianure centro-europee, in cui l'alta densità delle popolazioni selvatiche ne favorisce la diffusione.

Parassitosi intestinali

Tra le cause di malattia e morte, le forme parassitarie intestinali, intese come presenza di parassitosi non necessariamente in forma clinicamente manifesta, risultano essere l'11,5%, per quanto riguarda le coccidiosi, e l'11% per le vermiosi (tab. 5). Queste percentuali comprendono anche quei soggetti in cui contemporaneamente sono presenti sia protozoi che elminti.

Il tasso più elevato di parassitosi intestinale si riscontra negli anni 1971-80 (tab. 2), durante i quali è confermata la presenza di coccidi, e rispettivamente di elminti, nel 20% degli animali esaminati e sottoposti a controllo copromicroscopico. Se si osservano invece i dati medi riportati nelle tabelle 2 e 3, si può affermare che, nonostante il più elevato numero di casi esaminati, entrambe le affezioni parassitarie sono in netta diminuzione. Infatti le verminosi scendono all'8,74% (3,97% negli ultimi due anni, tab. 4) e le coccidiosi al 9,04% (8,61% nel 1986-87)

Interessante è pure il comportamento di queste due malattie parassitarie in relazione all'età dei soggetti (tab. 2). Come era ovvio aspettarsi, poiché aumentando l'età cresce la possibilità di contagio, le verminosi intestinali raggiungono la maggior presenza negli adulti (25,37%), rispetto ai giovani (8%). Questo fatto viene confermato in maniera ancor più evidente nella tabella 3 dove si registra l'1,98% nei giovani rispetto all'11,69% degli adulti.

Basandoci sulla sede di lesione, sulla morfologia dei nematodi allo stadio adulto o larvale, nonché delle loro uova, si è potuto accertare la di gran lunga prevalenza di *Trichostrongilus retortaeformis* rispetto alla presenza di *Trichuris sp.* ed altri nematodi intestinali.

Qualche caso di cisticercosi polmonare od epatoperitoneale rientra pure nella nostra casistica. Assente risulta invece *Graphidium strigosum*, più volte segnalato nelle lepri del Nord Europa.

Va comunque detto, a questo proposito, che la presente indagine non si proponeva tanto la identificazione quanto la individuazione dei parassiti.

La frequenza e l'incidenza delle coccidiosi mostrano un andamento più contraddittorio e con un minore divario nelle età considerate (tab. 2 e 3). Infatti passando dai giovani agli adulti le percentuali salgono nei primi periodi e certamente fino al 1986, mentre negli altri due anni s'inverte la tendenza: dal 13,63% si scende al 7,75% (tab. 4), sempre che la scarsità di dati in proposito (solo 22 casi interessanti soggetti giovani), non mascheri la reale situazione. Di particolare interesse risulta il fatto che, mentre il ritrovamento di coccidi nei leprotti è spesso concomitante con reperti di turbe enteriche, negli adulti all'identificazione di tali protozoi generalmente non corrispondono lesioni dell'apparto gastro-enterico. Ciò appare particolarmente evidente nella tabella 7, in cui è riportata la presenza di coccidi nelle due classi di età, indipendente dallo stato patologico accusato. Per quanto riguarda i coccidi riscontrati, sia nelle lepri libere che allevate, questi sono sicuramente da ascriversi al genere *Eimeria*. Basandoci sulla descrizione fatta da Carvalho (1943) e Pellérdy (1956) le specie più frequentemente riscontrate sembra possano riferirsi a *E. europea* e a *E. robertsonii*, che assomiglia all'*E. magna* del coniglio ed ha cospicue dimensioni. *E. stiedae*, noto coccidio epatico del coniglio ed a lungo cercato nelle lepri pervenute alla nostra osservazione, è stata riscontrata in un solo soggetto, rinvenuto morto in un fondo chiuso nel quale in precedenza altre lepri erano morte per cause non specifiche.

Anche nella casistica relativa ai protocolli del laboratorio diagnostico veronese dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie riportata nella tabella 6 figura un solo caso di coccidiosi epatica, a conferma della rarità dell'infezione da *E. stiedae* nella lepre.

Ancora per quanto riguarda i casi di parassitosi riportati in tabella 6 e che risultano molto scarsi rispetto a quelli di Milano, non pare esserci altra spiegazione se non la scarsa segnalazione di episodi conclamati di parassitosi, non seguiti dall'esame copromicroscopio del contenuto intestinale.

Altrettanto rari risultano i dati relativi alla toxoplasmosi riscontrati in entrambi i laboratori diagnostici. Sicuramente questa grave zoonosi va perdendo importanza per quanto riguarda le lepri nelle regioni dell'Italia Settentrionale, dove sono in forte aumento quelle allevate e sottoposte a controlli sanitari più accurati. Nei tre casi riscontrati e non specificamente indicati nelle tabelle 5 e 6, comuni erano alcuni dati anamestici, che parlavano di mortalità elevata in gruppi liberati da due o tre anni in aree recintate in prossimità di centri abitati (presenza di gatti randagi), con densità superiore ai tre-quattro soggetti per ettaro.

Affezioni respiratorie

Un altro gruppo di patologie ad elevata incidenza (mediamente 13%), che non ha subito notevoli variazioni di frequenza in tutti questi anni, è rappresentata dalle pneumopatie, le quali manifestano una netta preferenza per i soggetti adulti (tabb. 2 e 3).

La maggior parte degli esami effettuati ha messo in evidenza la natura batterica di queste lesioni. *Pasteurella multocida* è l'agente isolato con maggior frequenza e può quindi essere considerato il responsabile principale delle alterazioni respiratorie sia superficiali che profonde.

Rara è la presenza di altri batteri quali *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e coccacee.

Da un soggetto che presentava focolai di tipo granulomatoso nel polmone, fegato e milza è stata isolata *Yersinia pseudotuberculosis*.

Fra le polmoniti atipiche figurano un caso di coccidiodomicosi e un altro di micosi polmonare con interessamento epatico.

Sono state riscontrate anche le parassitosi polmonari, in organi con processi patologici in atto. In particolare si tratta di tre casi di verminosi da protostrongili ed un caso di cisticercosi.

In complesso si può notare che anche nella lepre, così come nel coniglio allevato, le batteriosi costituiscono le patologie polmonari predominanti. Attualmente la pasteurellosi costituisce un problema che interessa praticamente ogni allevamento. Ma anche nelle lepri di cattura, importate per ripopolamento, la malattia può manifestarsi in forma grave a causa delle condizioni stressanti della cattura stessa e del trasporto.

Altre endo-ectoparassitosi

In una lepre maschio adulta proveniente da un allevamento di recente costituzione è stata riscontrata una grave nefropatia che all'esame istologico si è rivelata come nefrite sclerosante interstiziale a focolai. Ci è sembrato giusto riportare in questo capitolo tale

reperto, in quanto lesioni macro-microscopiche siffatte ricordano molto da vicino quelle causate dal microsporida *Encephalytozoon cuniculi*. Nel coniglio domestico ed altri mammiferi roditori e carnivori l'encefalitozoonosi è stata ampiamente descritta, ma non nella lepre. Anche se nel presente caso non è stato possibile l'evidenziazione del protozoo, trattandosi di lesioni non recenti, interessantissimo appare questo campo di indagine e meritevole di uno studio più approfondito.

Per quanto riguarda le ectoparassitosi, assenti risultano in questa indagine le acariasi cutanee. Il dato pare degno di rilievo, se si considera che in molti piccoli allevamenti di lepri è facilissimo riscontrare la presenza, anche ravvicinata, di conigli visibilmente affetti da rogna, segnatamente da quella auricolare (*Psoroptes cuniculi*).

Altrettanto infrequente, e riscontrata in un solo episodio, sembra essere l'infestazione da *Spilopsyllus cuniculi*, comune pulce europea del coniglio domestico e dei lagomorfi selvatici.

Epatopatie, splenomegalie, sindromi emorragiche e miocardosi (Sindrome della lepre bruna europea, EBHS).

Considerando la tabella 5 possiamo notare come le epatopatie (12,5%), percentualmente siano inferiori solo alle enteropatie non parassitarie (15,09%). Ma, mentre queste lesioni sono risultate per tanti anni conseguenza di infezioni batteriche o parassitarie, dell'ottobre 1986 si è presentata una nuova forma morbosa, perdurata in forma grave sino all'inizio della primavera dell'anno successivo e tuttora in corso, in cui spiccava costantemente una epatite necrotico-emorragica, similmente a quanto descritto contemporaneamente da Eskens *et al.* (1987) in Germania.

L'altissima mortalità delle lepri (in alcuni gruppi superiore anche al 70%) verificatasi in quel periodo e che ha drammaticamente coinvolto sia soggetti liberi che di cattura o di allevamento dell'Italia Settentrionale, si presentava improvvisa, interessando esclusivamente gli animali adulti.

La sintomatologia, tanto fugace da passare talvolta inosservata, consisteva in tremori, opistotono ed epistotono, barcollamenti, incoordinazione motoria ed ittero. Lieve esoftalmo e blefarospasmo conferivano all'animale una "facies" atterrita. La morte sopraggiungeva in genere entro poche ore in animali per altro in ottimo stato di nutrizione.

Al tavolo anatomo-patologico, oltre al reperto costante di epatopatia necrotico-emorragica, si evidenziava, in gran parte dei casi, anche un quadro riferibile a sindrome emorragica, con presenza di sangue incoagulato, emorragie evidenti già all'esame esterno interessanti le sclere e le mucose apparenti, tutte fortemente itteriche. Striature emorragiche erano diffuse pure al sottocute e alla muscolatura scheletrica; la milza si presentava più o meno aumentata di volume ed iperemica.

Altri reperti comuni erano il voluminoso contenuto gastrico, consistente in foraggi e/o mangime, l'enterite catarrale acuta o emorragica con iperplasia dei linfonodi meseraici e particolare evidenza dei tessuti linfatici intestinali (placche del Peyer, *sacculus rotundus*, appendice ciecale). Completavano il quadro il costante edema e la congestione tracheale e polmonare, con spruzzature emorragiche diffuse a tutte le sierose, mentre il miocardio, come pure il rene, si presentavano di colorito pallido e lievemente ingrossati.

All'esame istologico venivano confermati in gran parte i reperti macroscopici ed in particolare si precisava la lesione epatica, consistente in una gravissima distrofia necrotico-emorragica, talvolta anche con steatosi. Generalmente assente l'infiltrazione di cellule infiammatorie.

Gli esami batteriologici effettuati a più riprese partendo da polmone, fegato, milza, linfonodi, intestino e sistema nervoso centrale hanno per lo più dato esito negativo od evidenziato presenza di flora batterica aspecifica.

Nell'insieme, queste lesioni vengono oggi ascritte alla cosiddetta sindrome della lepre bruna europea (EBHS).

Forme associate: affezioni respiratorie ed enteriche

Pur aspettandoci un sinergismo tra le affezioni respiratorie e quelle enteriche, nel senso che, come frequentemente capita nel coniglio, queste favoriscono o aggravano le prime, sia nella casistica di Milano che in quella di Verona le infezioni miste, enteriche più respiratorie, sono state riscontrate in percentuali molto basse (tabb. 5 e 6).

Sembrerebbe tuttavia che, anche nella pratica dell'allevamento intensivo della lepre, queste associazioni patologiche trovino le condizoni favorevoli al loro manifestarsi; infatti aumentano dal 3,26% (tab. 2) al 4,83% (tab. 3) e sono per lo più sostenute da agenti batterici quali *Pasteurella multocida* ed *Escherichia coli*, agenti tipici delle malattie condizionate.

Sempre dal raffronto delle due classi (giovani e adulti) da entrambe le tabelle risulta come questa patologia mista si presenti con maggior incidenza negli adulti rispetto ai giovani (tab. 2: nessun caso nei giovani, 4,48% negli adulti; tab. 3: 3,96% per i prepuberi, e 4,82% nei soggetti maturi).

Sindromi emorragiche

Della sindrome emorragica ho già parlato a proposito della c.d. sindrome della lepre bruna europea. La presenza di questa forma anche in età giovanile (tab. 3) e nel periodo antecedente alla comparsa della EBHS fa pensare che nel determinismo di tale sindrome entrino in gioco anche altri meccanismi eziopatogenetici.

In particolare vorremmo far notare che talvolta le lesioni emorragiche sono state rilevate successivamente a trattamenti con sulfamidici, cui le lepri paiono particolarmente sensibili, specialmente se non adeguatamente trattate con vitamina K. La mortalità in questi casi può anche raggiungere livelli elevati quando nella stagione calda le lepri allevate aumentano il consumo di acqua, mezzo attraverso il quale vengono normalmente somministrati i medicamenti.

Splenomegalie

Anche per le splenomegalie i dati sono riferiti solo agli adulti, proprio perché non sono mai riscontrate queste alterazioni nei giovani.

Dei 298 capi adulti esaminati in toto, il 13,42% presentava splenomegalia. Naturalmente questa percentuale comprende i casi, e sono la netta maggioranza, di risentimento splenico nel corso di malattie infettive.

Merita però sottolineare la presenza di questa rassegna di due episodi di splenomegalia iperplastica da leucosi linfoide, che non è mai stata riscontrata nella bibliografia consultata e che meriterebbe un approfondimento, soprattutto eziologico, per le notevoli somiglianze delle lesioni con quelle delle forme leucosiche virali di altri animali.

Miocardosi

Le alterazioni del miocardio, presenti a carattere si può dire sporadico fino agli anni '80, si presentano successivamente (tab. 4) come una patologia di rilievo negli adulti (15,5%). Anche in questo caso le miocardosi riscontrate nel corso della più volte ricordata EBHS costituiscono la maggioranza dei casi.

Però bisogna ricordare come nella situazione attuale le lesioni cardiache consistenti in sfiancamento ed ipertrofia si riscontrano sovente nelle lepri allevate in clausura e sottoposte a improvvisi e prolungati sforzi fisici (operazioni di cattura, trasporto e "lancio").

Lesioni dell'apparato uro-genitale

Le patologie a carico dei reni, anch'esse riscontrate nei soli animali adulti, sono il 4,48% (tab. 2) e rispettivamente l'11,25% (tab. 3).

Il sensibile aumento delle lesioni riscontrate a carico dell'apparato urinario, e dei reni in particolare, sembra possa trovare spiegazione nell'aumentata età dei soggetti allevati e negli errati trattamenti farmacologici cui possono essere sottoposti: si ricorda solo come esempio il caso di un soggetto con nefrocalcinosi probabilmente dovuta a un non corretto trattamento con vitamina D.

Da entrambe le tabelle (2 e 3) si nota che il riscontro di patologie a carico degli organi genitali sono esclusive degli adulti e comprendono rarissimi casi di aborto. Queste percentuali non presentano variazioni significative né tra di loro (3,26% tab. 2 – 3,31% tab. 3), né tantomeno con la percentuale totale (3,3%) della tab. 6.

Si tratta generalmente di episodi legati a infezioni batteriche (soprattutto *P. multocida*), primitivamente localizzate ad altri apparati e in seguito diffusesi anche agli organi genitali, soprattutto femminili (metriti purulente).

Varie

Infine tra le lesioni varie riscontrate figurano molte voci, tra le quali i traumatismi presentano la più elevata incidenza percentuale (5,42% - tab. 5). Sotto questa definizione vengono raggruppate lesioni di origine e gravità alquanto diverse. Le cause di queste lesioni vanno ricercate nelle ferite d'arma da fuoco e/o da animali predatori in genere nonché, per i soggetti allevati, nelle ferite e morsi inferti da compagni di gabbia durante i periodi riproduttivi ed infine da autotraumatismi procuratisi durante le manipolazioni, specie nelle gabbie non dotate di particolari accorgimenti.

Questi traumi vanno da semplici soluzioni di continuo della cute (eventualmente complicate dall'intervento di patogeni come stafilococchi o altri) a fratture ossee o, addirittura a lesioni mortali (es. rottura aortica).

Sempre in questo capitolo vanno inclusi i casi di mortalità neonatale dovuti a traumi, raffreddamenti, carenza di istinto materno, ecc., che costituiscono nella pratica cause di mortalità sicuramente più elevate rispetto ai pochi casi da noi riscontrati, in quanto raramente l'allevatore inoltra al laboratorio diagnostico neonati così deceduti.

Considerazioni e conclusioni

In generale si è riscontrato una scarsità di studi sulla patologia di questo animale, soprattutto per quanto riguarda l'insorgenza di nuove forme morbose legate alla riproduzione in cattività. Esistono, è vero, accurate ricerche (Kutzer e Frey 1976, Dingeldein e Valder 1978, Schellner 1979) sulle lepri selvatiche delle pianure centro-europee, ma il quadro complessivo che risulta dall'analisi condotta direttamente o attraverso i protocolli dei laboratori diagnostici di Milano e Verona mostra delle sostanziali differenze.

È quindi evidente come anche in questa specie l'introduzione dell'allevamento abbia inevitabilmente modificato la patologia. Con questo lavoro si è cercato di dare un piccolo contributo alla conoscenza dell'attuale situazione sanitaria della lepre del Nord-Italia, tentando di mettere in evidenza le più comuni forme patologiche e, per quanto possibile, di risalire alle loro cause.

Dall'analisi comparativa delle tabelle riportate si nota come, accanto a malattie che mostrano un'incidenza ralativamente costante in tutto il periodo di studio (1971-1988), ve ne siano alcune con variazioni significative ed altre mai segnalate in precedenza (es.: Sindrome della lepre bruna europea).

Tra le forme morbose che hanno evidenziato una marcata variazione nel tempo figurano sicuramente al primo posto le parassitosi enteriche. Queste infatti hanno subito una riduzione notevole, sia nei soggetti allevati che in quelli di cattura; ciò significa che nella pratica d'allevamento si è capita l'importanza della profilassi igienica, impiegando gabbie con fondi che non trattengano le deiezioni, e di quella medica, ricorrendo alla somministrazione di antielmintici ed antiprotozoari. La ridotta incidenza nei selvatici di infestazioni parassitarie intestinali potrebbe trovare spiegazioni nel fatto che la rarefazione di questa specie ormai su tutto il territorio nazionale ha determinato una maggior dispersione degli individui e di conseguenza una minor possibilità di contaminazione. Data però la persistenza delle coccidiosi subcliniche, anche in lepri allevate e quindi alimentate con mangime contenente anticoccidico, vale la pena tentare qualche altra considerazione.

È difficile, come da anni ci insegna l'avicoltura intensiva, arrivare ad una buona disinfezione anticoccidica anche in ambienti vuoti; ancora più difficoltoso è tentare questo nell'allevamento della lepre, necessariamente praticato a ciclo chiuso, con presenza di animali di varie età negli stessi ambienti o recinti esterni. Più i cicli di allevamento sono brevi e continui, maggiore sarà l'accumulo nell'ambiente di agenti patogeni di vario tipo, coccidi compresi. È su questa base che si possono spiegare gli sporadici casi gravi di coccidiosi che ancora oggi sono presenti, soprattutto in animali liberati in parchetti esterni più volte riutilizzati per l'adattamento dei soggetti da lancio.

A dispetto della diminuita importanza delle parassitosi intestinali, le enteriti in generale mantengono comunque il primato tra le cause di malattia o morte, anche nelle lepri allevate. Sicuramente, sia nei giovani che negli adulti, questo fenomeno è legato non più ad una miscellanea di forme batteriche (pseudotubercolosi, tularemia, clostridiosi, ecc.) come nel passato, bensì all'aumento delle infezioni da *Escherichia coli* che viene isolato pressoché sistematicamente nelle enterotifliti acute/subacute delle lepri di tutte le età.

Considerando che le colibacillosi nella lepre, così come nel coniglio allevato, sono tra le principali cause di mortalità, è stato da più parti avanzato il dubbio che l'alimentazione di queste specie che praticano la ciecotrofia non sia ancora del tutto a punto o possa causare dismicrobismo intestinale (Morisse 1985, Gallazzi 1986, ecc.).

Un'altra malattia condizionata dalle situazioni d'allevamento è sicuramente la pasteurellosi, responsabile della maggior parte delle forme respiratorie riscontrate. Anche se queste, negli anni, si sono mantenute percentualmente stabili, certamente però l'infezione da *Pasteurella multocida* si è subdolamente diffusa in tutti i gruppi allevati, tanto che risulta difficile riscontrarne di indenni.

Modificato negli anni risulta anche il quadro clinico ed anatomo-patologico della forma: la primitiva polmonite iperacuta/acuta è stata in gran parte sostituita da più lievi rinosinusiti o congiuntiviti mucopurulente e pleuriti fibrinose, con tendenza a recidivare. Paradossalmente queste ultime risultano più pericolose, mantenendo e diffondendo l'infezione nel gruppo.

La presenza di queste ed altre patologie inapparenti di natura infettiva deve essere necessariamente tenuta in grande considerazione in tutte le situazioni che comportino la commercializzazione di animali.

In particolare sembra opportuno segnalare la necessità di una accurata controvisita sanitaria alle nostra frontiere su tutte le lepri di importazione. Inoltre, specie per gli animali provenienti dalle pianure europee centro-orientali, sarebbe auspicabile l'introduzione dell'obbligatorietà di controlli sierologici atti ad accertare l'indennità da brucellosi e tularemia.

Infine si auspica, in accordo con Agrimi et al. (1982), un controllo ed un'assistenza più assidua da parte di Veterinari specialisti, agli allevatori di lepri, anche per evitare l'uso improprio di medicinali a scopo profilattico o terapeutico. In tal modo, ad esempio, gran parte dei casi di sindrome emorragica riscontrati e sicuramente riferibili ad intossicazione da sulfamidico, sarebbero stati senz'altro evitati. Del resto l'impiego di medicinali in questa e nelle altre specie che praticano la ciecotrofia deve essere alquanto oculato, ricorrendo a farmaci possibilmente già sperimentati, per evitare l'insorgenza di gravi disturbi intestinali causati soprattutto dagli antibiotici attivi contro i Gram + che alterano la flora intestinale.

Da ultimo, poiché tra le cause varie vediamo come i traumatismi siano elevati, a testimonianza della difficoltà di manipolazione e d'allevamento in spazi ristretti di animali così istintivamente reattivi, si raccomanda una rigorosa conoscenza e rispetto delle abitudini di questo selvatico.

TABELLA 1 - Classificazione e distribuzione geografica del genere *Lepus* (da Weisbroth *et al.* 1974)

Ordine: *Lagomorpha*
Famiglia: *Leporidae*
Sottofamiglia: *Leporinae*
Genere: *Lepus*

Specie	Nome comune	Distribuzione
arcticus	artica	Artico Americano
othus	dell'Alaska	Tundra dell'Alaska
timidus	variabile o alpina	Regioni alpine tra i 1.500 m e i 3.000 m del Nord-Europa, Scandinavia, Scozia e Irlanda
groenlandicus	groenlandese	Groenlandia
tschukschorum		Nord-Siberia
europaeus	europea	Comune lepre dell'Europa, introdotta in Nord-America nel diciannovesimo secolo
catrolagus	ispida	Regioni collinari dell'Himalaya
towsendii	della prateria	New Messico del nord, Wisconsin dell'ovest, Washington centrale e Sierra Nevada in California
callotis	faccia bianca	Dall'Arizona del sud all'Oaxaca e Messico
insularis		Isola di Santo Spirito nel Golfo di California
californicus	coda nera	Dall'est dello stato di Washington al Nebraska e a sud in Messico
gaillardi	di Gaillard	Queste due specie, chiamate anche "a coda nera", si trovano in una piccola area del Messico, Arizona e New Messico
alleni	antilope	
americanus	zampe larghe	Nord U.S. e Canada
washingtonii	zampe larghe	New Messico centrale e California
bairdii	zampe larghe	Virginia
mexicanus	messicana	Messico
flavigularis		Messico
capensis		Sud-Africa
atlanticus	atlantica	Sud-Africa
saxatilis	montana	Sud-Africa
whytei		Sud-Africa
salai		Sud-Africa
nigricollis	collo nero	Sud-Africa

TABELLA 2 - Cause di malattia e morte nelle lepri recapitate all'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano nel periodo 1971-80. In alcuni casi si sono repertate più forme patologiche.

	Giovani (25)		Adulti (67)		Medie (92)	
	n.	%	n.	%	n.	%
Enteriti non parass.	5	20	9	13,43	14	15,22
Verminosi intestinali	2	8	17	25,37	19	20,65
Coccidosi	4	16	15	22,39	19	20,65
Forme respiratorie	1	4	12	17,91	13	14,13
F. resp. + f. enter.	–	–	3	4,48	3	3,26
Epatopatie	–	–	11	16,42	11	11,96
Splenomegalie	–	–	11	16,42	11	11,96
Sindromi emorragiche	–	–	–	–	–	–
Miocardosi	–	–	2	2,98	2	2,17
Lesioni renali	–	–	3	4,48	3	3,26
Varie	4	16	13	19,40	17	18,48
Lesioni app. genitale	–	–	3	4,48	3	3,26

TABELLA 3 - Cause di malattia e morte nelle lepri recapitate all'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano nel periodo *1981-88*. In alcuni casi si sono repertate più forme patologiche.

	Giovani 101		Adulti 231		Medie 332	
	n.	%	n.	%	n.	%
Enteriti non parass.	24	23,76	27	11,69	51	15,36
Verminosi intestinali	2	1,98	27	11,69	29	8,74
Coccidosi	7	6,93	23	9,96	30	9,04
Forme respiratorie	2	1,98	37	16,02	39	11,75
F. resp. + f. enter.	4	3,96	12	5,19	16	4,82
Epatopatie	1	0,99	41	17,75	42	12,65
Splenomegalie	–	–	29	12,55	29	8,73
Sindromi emorragiche	3	2,97	38	16,45	41	12,35
Miocardosi	2	1,98	24	10,39	26	7,83
Lesioni renali	–	–	26	11,25	26	7,83
Lesioni app. genitale	–	–	11	4,76	11	3,31
Varie	7	6,93	19	8,23	26	7,83

TABELLA 4 - Cause di malattia e morte nelle lepri recapitate all'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano nel periodo *1986-87*. In alcuni casi si sono repertate più forme patologiche.

	Giovani 22		Adulti 129		Medie 151	
	n.	%	n.	%	n.	%
Enteriti non parass.	4	18,18	19	14,73	23	15,23
Verminosi intestinali	–	–	6	4,65	6	3,97
Coccidosi	3	13,63	10	7,75	13	8,61
Forme respiratorie	1	4,54	18	13,95	19	12,58
F. resp. + f. enter.	1	4,54	6	4,65	7	4,63
Epatopatie	–	–	33	25,58	33	21,85
Splenomegalie	–	–	13	10,08	13	8,61
Sindromi emorragiche	1	4,54	23	17,83	24	15,88
Miocardosi	1	4,54	20	15,5	21	13,91
Lesioni renali	–	–	14	10,85	14	9,27
Varie	2	9,08	9	6,98	11	7,28

TABELLA 5 - Cause di malattia e morte nelle lepri recapitate all'Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare di Milano nel periodo *1971-88*. In alcuni casi si sono repertate più forme patologiche.

	Totale (424)	
	n.	%
Enteriti non parass.	64	15,09
Verminosi intestinali	48	11,32
Coccidosi	49	11,55
Forme respiratorie	52	12,26
F. resp. + f. enter.	19	4,48
Epatopatie	53	12,5
Splenomegalie	40	9,43
Sindromi emorragiche	41	9,67
Miocardosi	28	6,60
Lesioni renali	29	6,84
Lesioni app. genitale	14	3,3
Traumatismi	23	5,42
Varie	43	10,14

TABELLA 6 - Cause di malattia e morte nelle lepri recapitate al laboratorio diagnostico di Verona dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie nel periodo 1986-87. In alcuni casi si sono repertate più forme patologiche.

	Giovani 53		Adulti 142		Medie 195	
	n.	%	n.	%	n.	%
Enteriti non parass.	11	20,75	27	19,01	38	19,49
Verminosi intestinali	–	–	2	1,41	2	1,02
Coccidosi	2	3,77	21	14,79	23	11,79
Forme respiratorie	4	7,55	18	12,68	22	11,28
F. resp. + f. enter.	1	1,89	2	1,41	3	1,53
Epatopatie	–	–	11	7,75	11	5,64
Splenomegalie	–	–	7	4,93	7	3,59
Sindromi emorragiche	–	–	5	3,52	5	2,56
Miocardosi	–	–	1	0,7	1	0,51
Lesioni renali	–	–	4	2,82	4	2,04
Lesioni app. genitale	–	–	2	1,41	2	1,02
Varie	6	11,32	14	9,86	20	10,26

TABELLA 7 - Correlazione tra la presenza di oocisti (esame copromicroscopico) e reperto macroscopico di enterite.

ADULTI				GIOVANI	
Cocc.	Enter.	Cocc.	Enter.	Cocc.	Enter.
+	-	+	-	+	-
+	+	+	-	+	-
+	+	+	-	+	+
+	-	+	-	+	-
+	-	+	+	+	+
+	-	+	-	+	+
+	-	+	-	+	+
+	-	+	-	+	+
+	-	+	-	+	-
+	-	+	-	+	+
+	-	+	-	+	+
+	+	+	-		
+	-	+	+		
+	+	+	-		
+	+	+	+		
+	+	+	-		
+	-	+	+		
+	-	+	+		
+	-	+	-		

BIBLIOGRAFIA

AGRIMI P.; MANCIANTI F.; POLI A. *Osservazioni sulla patologia spontanea di lepri* (Lepus europaeus) *allo stato libero. Considerazioni sull'efficacia di misure di profilassi sanitaria e di trattamenti immunizzanti e terapeutici in gruppi colpiti da pasteurellosi e parassitosi intestinali.* – Annali della Facoltà di Medicina Veterinaria di Pisa (1982) *34*, 67-74.

CARVALLO, J.C.M. – *The coccidia of wild rabbits of Jowa.* – Taxonomy and host specificity. – Jowa St. Coll. J. Sci (1943) *18*, 103.

DINGELDEIN W.; WALDER W.A. – *Infectious diseases in hares and rabbits.* – Praktische Tieraerztl. (1978) *59* (5) 347-353.

ESKENS U.; KLIMA H.; NILZ J.; WIEGAND D. – *Hepatic dystrophy in hares.* Pathology and epidemiological studies of hare mortality in Central Hesse, German Federal Republic. – Tieraerztl. Praxis. (1987) *15* (2) 229-235.

FENSKE G.; PULST H. – *Epidemiological significance of brucellosis in hare and wild boar.* – Monatshefte fur Veterinaermedizin. (1973) *28* Heft 14, 537-541.

GALLAZZI D. – *Rabbit diseases and control of them in Italy.* Magyar Allotor. Lapja (1986) 108 (7), 441-443.

KUTZER E.; FREY H: – *Parasites of wild hares* (Lepus europaeus) *in Austria.* – Berliner und Muenchener Tieraerztliche Wochenshrift (1976) *89* (24) 480-483.

LANFRANCHI P.; TOLARI F.; FORLETTA R.; MENEGUZ P.G.; ROSSI L. – *The red deer as revervoir of parasitic and infectious pathogens for cattle.* – Annali della Facoltà di Medicina Veterinaria di Torino. (1984-85) *30*.

MORISSE J.P. – *Bull Informat.* Ploufragan (1983) *23* (1).

PELLERDY L. – *On the status of the Eimeria* sp. of *Lepus europaeus* and related species. – (1956) Acta Vet. Hung. *6*, 451.

SCHELLNER H.P. – *Causes of death among wild hares in Bavaria.* – Berliner und Muenchener Tieraerztliche Wochenschrift (1979) *92* (15), 302-303.

WEISBROTH S.H.; RONALD E.F.; KRAUS A.L. – *The biology of the laboratory rabbit.* – Academic press, New York and London (1974).

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. GIOVANNINI

PROBLEMI DI GESTIONE DELLA VOLPE E STRATEGIE DI INTERVENTO

Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "A. Ghigi"
Via G. Fornacetta, 9 - 40064 Ozzano Emilia (Bologna)

* Indirizzo attuale: Istituto Zooprofilattico Sperimentale Abruzzo-Molise
Campo Boario - 64100 Teramo

La gestione della Volpe nel nostro Paese si basa essenzialmente su tre tipi di prelievo effettuati sulla specie:
- prelievo venatorio;
- prelievo a scopo di controllo;
- abbattimento a scopo sanitario per la profilassi della rabbia silvestre.

Si ritiene di dover esaminare singolarmente i tre problemi, in quanto si tratta di aspetti differenti della gestione della specie. In particolare, gli abbattimenti a scopo di controllo e quelli a scopo sanitario esulano dalla normale gestione faunistica e dovrebbero essere intesi come interventi a carattere straordinario, da effettuarsi solo quando se ne ravvisi la necessità, in maniera limitata nel tempo e nello spazio, al fine di far fronte a specifici problemi contingenti. In realtà, purtroppo, nella attuale gestione faunistica questi diversi aspetti vengono spesso confusi e di conseguenza gli abbattimenti vengono attuati nella inosservanza dei principi sopra enunciati.

Prelievo venatorio

Viene effettuato attraverso il normale esercizio venatorio ai sensi della legge 27 dicembre 1977, n. 968, che prevede all'articolo 11 (elenco delle specie cacciabili – periodi di caccia) la possibilità di esercitare la caccia alla Volpe dal 18 agosto al 10 marzo. Tale attività viene poi ulteriormente regolamentata anche dalle leggi regionali in materia, che in genere introducono limitazioni più o meno sostanziali. Analogamente a quanto avviene per altre specie selvatiche stanziali, non viene in genere effettuata alcuna quantificazione nè pianificazione del prelievo.

Un più corretto prelievo venatorio a carico della Volpe dovrebbe invece prevedere sia una sua pianificazione, analogamente a quanto dovrebbe avvenire per tutte le specie cacciabili, sia un più breve periodo di caccia.

Per quanto riguarda la pianificazione del prelievo, questa dovrebbe basarsi su una buona conoscenza della consistenza e della dinamica della specie. Tuttavia, una corretta stima dell'entità dei parametri citati è assai difficile da ottenere per la Volpe, in considerazione dell'ampia valenza ecologica di questa specie, ed in particolare dovendo operare su vasti territori, con personale non sufficientemente specializzato e con carenza di mezzi, condizioni queste che caratterizzano in maniera generalizzata le Pubbliche Ammi-

nistrazioni delegate alla gestione della fauna nel nostro Paese. Una pianificazione sufficientemente corretta del prelievo venatorio potrebbe quindi basarsi su indici di abbondanza relativa, ottenuti attraverso l'analisi del numero di animali abbattuti e della loro composizione secondo classi di sesso e di età, condotta almeno su campioni rappresentativi della popolazione.

Per quanto riguarda il periodo di caccia alla Volpe, questo dovrebbe concludersi con la chiusura generale dell'attività venatoria, la quale dovrebbe essere fissata entro il 31 gennaio. La sospensione dell'attività venatoria entro tale data è motivata da considerazioni sulla biologia riproduttiva di diverse specie selvatiche, nonchè del disturbo comunque arrecato anche alle specie non direttamente oggetto del prelievo in una fase del ciclo annuale particolarmente delicata.

Abbattimenti a scopo di controllo

Il controllo di popolazioni animali appartenenti a specie cacciabili può essere ammesso in base alle Legge 27 dicembre 1977, n. 968 (art. 12) qualora queste arrechino danni gravi alle colture agricole, al patrimonio faunistico ed alla piscicoltura.

A questo riguardo occorre distinguere i casi di danni arrecati ad attività umane di primaria importanza (attività economiche, quali l'agricoltura, l'allevamento, ecc.) dai casi di predazione su individui appartenenti a specie selvatiche di interesse venatorio, in quanto le due problematiche, pur trattate congiuntamente dalla legge 968/77, meritano approcci differenti.

Interferenze negative con attività economiche

Le operazioni di controllo di specie selvatiche sono giustificabili solo quando i danni da esse arrecati sono correttamente individuabili e quantizzabili, quando è possibile stabilire un piano di prelievo quantitativo basato su una buona conoscenza della consistenza e della dinamica della specie interessata, e quando non esistano metodi alternativi per limitare i danni.

Tali operazioni esulano comunque dalla normale gestione faunistica e quindi, a maggior ragione, dall'attività venatoria e dovrebbero, pertanto, essere effettuate solo in maniera puntiforme nel tempo e nello spazio, quando se ne ravvisi la necessità sulla base delle conoscenze sopra citate. Il controllo dovrebbe inoltre essere portato a termine ad opera di personale dipendente dalla Pubblica Amministrazione, in tempi e con l'impiego di mezzi tali da limitare al massimo il disturbo arrecato alle popolazioni animali non bersaglio (evitando quindi le battute con cani in periodo primaverile ed estivo) e comunque con l'impiego esclusivo di mezzi selettivi.

Non va, infine, dimenticato che le battute tese a controllare le popolazioni di Volpe hanno in genere una scarsa efficacia nel limitare anche in tempi medi la densità delle popolazioni di questo Canide. Ciò trova spiegazione nei seguenti motivi:
– immigrazione da aree adiacenti;

– attenuazione dei fattori limitanti la crescita delle popolazioni per la maggiore disponibilità alimentare, la minore mortalità dei cuccioli e l'anticipazione della maturità sessuale nelle femmine;

– ampia valenza ecologica generale della specie dimostrata sia dalla vastità dell'areale europeo, sia dalla buona densità delle popolazioni nonostante l'accanita persecuzione cui è stata oggetto per secoli;

– difficoltà di carattere organizzativo per mantenere elevata nel tempo l'efficienza delle attività di prelievo con l'uso esclusivo di mezzi selettivi.

Infine, è da sottolineare che le battute effettuate a scopo di sfoltimento della popolazione volpina arrecano comunque un considerevole disturbo a molti elementi della fauna selvatica, anche in periodi particolarmente delicati del ciclo biologico annuale.

Interferenza sulla dinamica di popolazioni selvatiche di interesse venatorio.

Scopo di una corretta gestione faunistica è la conservazione di ecosistemi il più possibile naturali, in cui siano presenti biocenosi caratterizzate dal più alto grado possibile di diversificazione e di completezza. In generale è scorretto focalizzare l'attenzione e le misure di conservazione su singole specie animali. Ciò può essere opportuno, talvolta, o può essere addirittura necessario per alcune specie, soprattutto se si tratta di specie o di popolazioni in pericolo. Generalmente però le singole specie animali non sono "isolabili" nemmeno in prima approssimazione e si possono conservare e proteggere solo come comunità biologiche nel loro insieme. È in questo contesto che deve inserirsi anche la gestione venatoria, che pertanto non dovrebbe essere indirizzata a sviluppare le potenzialità di un territorio solo per alcune specie di particolare interesse per il cacciatore, a scapito di altre, sia pure competitrici o predatrici di queste.

Questo approccio alla gestione faunistico-venatoria è stato recepito in parte dalla legislazione italiana, nella quale non compare più il concetto di animale "nocivo". Ciò, in linea di principio, dovrebbe applicarsi anche alla gestione delle zone di ripopolamento e cattura che, pur avendo la finalità di produrre selvaggina, non dovrebbero raggiungere questo scopo attraverso uno stravolgimento dei principi di base di una corretta gestione ambientale.

A questo si aggiunga che l'importanza della predazione della Volpe nel limitare la densità delle popolazioni degli animali selvatici oggetto di caccia è assai variabile in dipendenza di numerosi fattori legati alle diverse realtà locali. Tra questi si possono citare le densità relative delle popolazioni di questo predatore e quelle delle specie predate (queste ultime rappresentate in larga misura da animali non soggetti a prelievo venatorio), la quantità e la dispersione sul territorio di fonti di cibo alternative, nel caso di aree in cui vengano effettuati ripopolamenti, il grado di adattabilità degli animali immessi e le tecniche di rilascio utilizzate.

La produttività del territorio per ciò che riguarda le specie di interesse venatorio può essere più proficuamente aumentata attraverso interventi mirati, almeno nelle aree specifiche di produzione (zone di ripopolamento e cattura) tendenti a migliorarne i confini, la recettività, la sorveglianza, le tecniche delle eventuali immissioni di animali allevati, la lotta al randagismo.

Abbattimenti a scopo sanitario per la profilassi della rabbia silvestre

Per poter correttamente affrontare il problema, è necessario premettere alcune informazioni di carattere epidemiologico sulla rabbia silvestre, che stanno alla base delle misure di profilassi di questa malattia.

Biologia della volpe in relazione all'epidemiologia della rabbia

L'epidemiologia della rabbia silvestre in Europa, viene condizionata dalla dinamica di popolazione e dal comportamento sociale della volpe (*Vulpes vulpes*).

Il fattore che venne considerato di importanza primaria fin dai primi studi sull'epidemiologia della rabbia silvestre è la densità di popolazione delle volpi. Quando la densità è inferiore ad un valore di soglia minima, si osserva l'estinzione dell'epidemia in quanto sono molto basse le probabilità che una volpe infetta ne incontri una recettiva durante il periodo in cui è eliminatrice di virus; quando la densità è elevata, si osserva un brusco calo di densità contemporaneamente all'esplosione epidemica. Successivamente si registra una fase endemica con andamento oscillatorio della durata di 3-5 anni, sia dei valori di densità di popolazione, sia di quelli di incidenza di malattia (Bögel *et al.*, 1976; Toma e Andral, 1977). La riduzione ed il recupero della densità non sono uniformi in tutte le aree geografiche: nelle zone endemiche si osserva un mosaico di piccoli distretti con diversa densità di popolazione nei quali rimangono focolai sparsi di rabbia, da cui possono partire nuove ondate epidemiche (Steck e Wandeler, 1980).

Oltre ai valori di densità, nell'epidemiologia della rabbia silvestre giocano un ruolo importante anche l'organizzazione territoriale ed il comportamento sociale della volpe. Il fattore principale che influenza l'estensione di un territorio di un gruppo familiare è rappresentato dalla dispersione delle fonti alimentari, mentre il numero di individui che costituiscono il gruppo stesso è limitato dalla quantità di cibo presente nei punti di alimentazione (Macdonald, 1983).

Questi aspetti del comportamento della volpe si riflettono sulla frequenza di incontri delle singole volpi e quindi sono alla base delle differenze del comportamento della rabbia silvestre che si riscontra nelle diverse aree colpite. Infatti il passaggio dell'infezione avviene più facilmente fra membri di uno stesso gruppo familiare, mentre la trasmissione ad altri gruppi viene facilitata in presenza di gruppi familiari numerosi, composti cioè da 4 o più individui. Anche l'estensione dei territori può influenzare la velocità di diffusione della rabbia: sebbene i dati al riguardo non siano numerosi, sembra che le distanze percorse dai giovani durante il periodo del dispersal (e quindi le probabilità di incontri) aumentino con l'aumentare delle dimensioni medie degli home ranges di una determinata area (Macdonald e Bacon, 1982).

Nell'avanzamento del fronte epidemico della rabbia possono intervenire anche le barriere naturali ed artificiali (Ball, 1985), che sono molto più numerose nelle regioni alpine italiane rispetto all'Europa centrale. Esse possono fungere da conduttori o da ostacoli: una valle alpina permette una buona dispersione longitudinale, ma non trasversale; un fiume, una grande via di comunicazione rappresentano un ostacolo quando sono trasversali ed un conduttore quando sono longitudinali rispetto al fronte di avanzamento. Per tali motivi, in Italia si sono osservate velocità di avanzamento variabili da 20 ad 80 Km/anno, a differenza dell'Europa continentale dove è stata rilevata una velocità di 30-50 Km/anno (Prosperi *et al.*, 1987).

A differenza della Volpe, le altre specie di carnivori selvatici hanno un ruolo molto limitato nell'epidemiologia della rabbia silvestre e non rappresentano altro che un epifenomeno del ciclo che riconosce come unico serbatoio in Europa la Volpe. Questi animali, specialmente il Tasso (*Meles meles*) e la Faina (*Martes foina*) registrano un aumento dell'incidenza della rabbia subito dopo il passaggio del fronte epidemico. Ciò non significa che vi sia stato lo sviluppo di catene di infezione nelle popolazioni di questi mustelidi, ma il fenomeno si spiega piuttosto sulla base di un più lungo periodo di incubazione in queste specie e dell'esposizione all'infezione nelle fasi finali del picco di incidenza nella Volpe. Infatti, in coincidenza con l'aumento di incidenza nei mustelidi si registra anche un analogo aumento di incidenza negli erbivori, sia selvatici (ad esempio nel Capriolo), sia domestici (Steck e Wandeler, 1980; Artois, 1985).

Diffusione della rabbia silvestre in Italia

La storia epidemiologica della rabbia silvestre in Italia, dal suo primo ingresso in provincia di Bolzano nel 1977, e con le successive espansioni e ulteriori introduzioni, fino alla situazione attuale, viene raffigurata nelle mappe (fig.1-12) e nella figura 13.

Le diverse epidemie di rabbia, nel nostro Paese, hanno presentato alcuni caratteri comuni, tipici per le regioni alpine e in parte già descritti da vari Autori (Steck e Wandeler, 1980; Prosperi *et al.*, 1987; Giovannini e Prosperi, 1989).

In primo luogo, la velocità di avanzamento, in relazione alle peculiari caratteristiche topografiche delle regioni alpine, è risultata variabile da 20 ad 80 Km/anno (Prosperi *et al.*, 1987), a differenza della velocità di 30-50 Km/anno rilevata in Europa continentale (Börgel *et al.*, 1976).

Inoltre, se si esamina l'andamento delle epidemie regione per regione (figure 14-16), si osserva molto chiaramente una ciclicità tri-quadriennale (Börgel *et al.*, 1976; Toma e Andral, 1977) che viene ampiamente mascherata se si esaminano i dati relativi all'intero arco alpino.

Infine, nel corso delle epidemie descritte, ad un prima fase di espansione a macchia d'olio della durata di 2-3 anni è sempre seguita la formazione di focolai a mosaico con le caratteristiche descritte da Steck e Wandeler (1980). A questo andamento ha sempre fatto seguito, nel nostro Paese, l'estinzione dei focolai, che in alcuni casi (provincia di Trento e Val Camonica) è avvenuta dopo le campagne di vaccinazione per via orale delle volpi. In altri casi (provincia di Bolzano, Friuli Venezia Giulia, Valtellina e Valle d'Aosta) l'estinzione dei focolai non può essere correlabile (Giovannini e Prosperi, 1989) con l'intervento dell'uomo.

Gestione della Volpe in relazione alla profilassi della rabbia silvestre

Il quadro sopraesposto induce ad alcune considerazioni:

1. La situazione attuale della rabbia silvestre in Italia e l'epidemiologia di questa malattia permettono di considerare non a rischio di infezione a medio e lungo termine l'intera Italia peninsulare, compresa la Val Padana. Pertanto, poichè attualmente l'infezione in queste Regioni può essere introdotta solo in maniera accidentale, e comunque con probabilità assai remote, non si giustificano interventi di sfoltimento delle popolazioni

di Volpe, la cui finalità è generalmente quella di impedire o rallentare la progressione del fronte epidemico e di eradicare o limitare l'incidenza della malattia in zona endemica.

2. In generale, comunque, anche per quanto riguarda le zone alpine a rischio di infezione, le operazioni di sfoltimento, viste pure le modalità con cui vengono attuate, non danno alcuna garanzia di successo, mentre determinano alcuni effetti collaterali indesiderabili. In particolare è possibile ipotizzare un'accelerazione della diffusione della malattia in seguito alle operazioni di massiccio sfoltimento della Volpe, soprattutto nelle aree ancora indenni adiacenti a zone infette, conseguente all'immigrazione di individui da queste ultime. Infatti, se il diradamento delle Volpi potrebbe giocare un ruolo positivo nel contenimento della diffusione del virus all'interno di una popolazione isolata, la distribuzione pressochè senza soluzione di continuità nell'areale della specie, nonchè l'esistenza nell'ambito delle popolazioni sia di soggetti residenti, più o meno legati ad un determinato territorio, sia di soggetti dediti ad un pronunciato erratismo, può avere, come conseguenza di un abbattimento che necessariamente non è in grado di operare selettivamente sugli individui vaganti, l'accelerazione nella diffusione della malattia alle zone indenni. In effetti, i territori dei soggetti stanziali eventualmente abbattuti si rendono disponibili alla colonizzazione da parte degli individui vaganti che rappresentano una pericolosa fonte di infezione. Inoltre, prelievi massicci tendono ad alterare l'equilibrio sociale e territoriale delle popolazioni, provocando un ulteriore aumento delle probabilità di contagio (Zimen, 1982).

3. Nel periodo 1984-1986 è stata realizzata una prova di campo di vaccinazione orale della volpe, che ha interessato le aree della Valle Camonica e della valle Sabbia in provincia di Brescia, la porzione nord-occidentale della provincia di Trento (destra orografica del fiume Adige) e le zone confinanti della provincia di Bolzano. L'elevata percentuale di Volpi che hanno assunto l'esca vaccinale (rilevabile dell'accumulo nel tessuto osseo di un apposito marker incluso nell'esca) e l'elevata percentuale di sieroconversioni fra i soggetti che hanno assunto l'esca inducono a ritenere sicuramente positivo l'esito di tale sperimentazione, che ha contribuito in misura determinante all'assenza di casi di rabbia in Val Camonica dal maggio 1985 ed in provincia di Trento dal luglio 1986. Tali risultati sono in accordo con quanto verificato in altri Paesi europei che hanno condotto analoghe prove di campo (Schneider *et al.*, 1983; Steck *et al.*, 1982; Wachendorfer *et al.*, 1985; Wandeler *et al.*, 1982; Schneider e Cox, 1983). L'analisi comparativa del rapporto costi-efficacia tra la profilassi basata sullo sfoltimento della popolazione volpina e quella basata sulla vaccinazione induce a ritenere più vantaggiosa la seconda. Infatti, il costo di ogni Volpe efficacemente vaccinata è risultato non superiore alle 30.000 lire, anche qualora la posa delle esche e le altre operazioni connesse con la vaccinazione vengano eseguite esclusivamente da personale stipendiato, escludendo l'opera di volontari. Il costo di ciascuna Volpe abbattuta, invece, è stimabile mediamente nelle regioni, dove è stata adottata una taglia al fine di incentivare l'abbattimento e la consegna delle volpi, in circa 67.000 lire, considerando esclusivamente la taglia pagata della pubblica amministrazione (Giovannini e Prosperi, 1989).

4. Qualsiasi piano di profilassi di malattie infettive richiede l'attivazione di un sistema di monitoraggio basato su corrette basi scientifiche. Mentre in zone infette, od a rischio di infezione, il monitoraggio rappresenta una misura di primaria importanza, in zone dove il rischio di infezione è alquanto remoto, quali possono essere considerate

le regioni peninsulari, un monitoraggio attivo, che preveda anche l'abbattimento *ad hoc* di capi da sottoporre ad indagine di laboratorio, comporta un costo ed un impegno eccessivo per le strutture competenti per tali indagini. Pertanto, è molto più opportuno, nelle regioni dell'Italia peninsulare, limitare il monitoraggio al massimo ad un drenaggio passivo di dati epidemiologici, mediante raccolta ed esame dei capi spontaneamente deceduti. Per le zone a rischio, invece, il monitoraggio sulla volpe dovrebbe essere effettuato sulla base di un campionamento da eseguire seguendo criteri statistici corretti e non sulla base, finora seguita, di un casuale drenaggio indiscriminato. Infatti, è ampiamente noto e verificato anche per l'Italia che la rabbia segue una periodicità tri-quinquennale e che la prevalenza della rabbia nei campioni estratti da una popolazione di volpi segue la distribuzione binomiale. Cioè, la negatività di tutti i soggetti che costituiscono il campione non significa necessariamente assenza di infezione nella popolazione, ma permette solo di dire che la prevalenza è inferiore ad un valore soglia (valore che è funzione delle dimensioni del campione) secondo la formula (Cannon e Roe, 1982):

$$(1-p)^n < \alpha$$

dove p è la prevalenza di infezione soglia
n è la dimensione del campione
α è il livello di confidenza prescelto.
Ad esempio, per una vallata alpina di medie dimensioni (500 kmq) e un campionamento quale quello generalmente accettato come valido a livello europeo di una volpe/10 kmq, se tutti i soggetti risultano negativi significa che la prevalenza di infezione nella popolazione si è mantenuta inferiore a 5.82%. Se si protrae il campionamento per cinque anni e tutti i campioni risultano negativi, significa che la prevalenza media di periodo è stata inferiore a 1.19%, con valori di picco massimi fino a 5.82%.

Misure indirette di controllo delle popolazioni di volpe

Ben poco viene fatto nel nostro Paese ai fini di una più complessiva e corretta gestione del territorio che comporti anche, come conseguenza indiretta, effetti sulla densità e la dinamica di popolazione della Volpe.

Infatti, ogni modificazione stabile di una popolazione animale non può ottenersi che modificando il suo habitat, agendo sulla capacità recettiva del territorio e soprattutto sulle risorse alimentari disponibili. La diminuzione della densità di popolazione che si ottiene modificando le caratteristiche dell'habitat, determinano una modificazione della capacità portante, non comporta i problemi già descritti di immigrazione da aree adiacenti che si possono verificare, invece, in seguito allo sfoltimento.

Pertanto, un'azione mirata alla variazione dei fattori ecologici che stanno alle basi di elevate densità di popolazione volpina, deve prendere in considerazione:

a. La graduale eliminazione delle discariche di rifiuti a cielo aperto o, quantomeno, la recinzione delle stesse a prova di animale;

b. L'eliminazione delle operazioni di ripopolamento intese come massiccio rilascio di selvaggina allevata piuttosto che come reintroduzioni operate su corrette basi tecnico.-scientifiche (Spagnesi *et al.*, 1981);

c. L'eliminazione di tutte le fonti alimentari di origine antropica, quali le discariche abusive di taluni allevamenti, soprattutto avicoli, ove vengono immessi i cadaveri e quant'altro rappresenta scarto di produzione dell'allevamento.

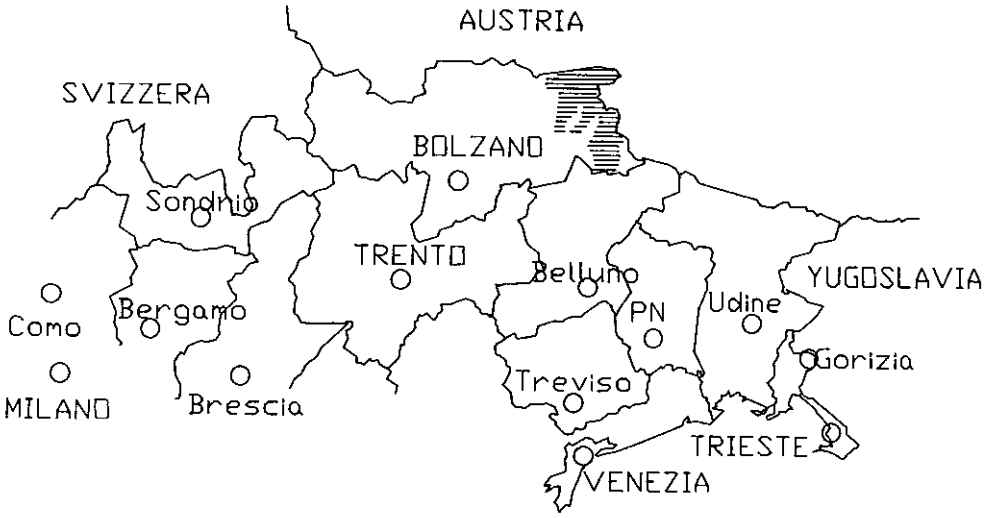


Fig. 1: Anno 1977.

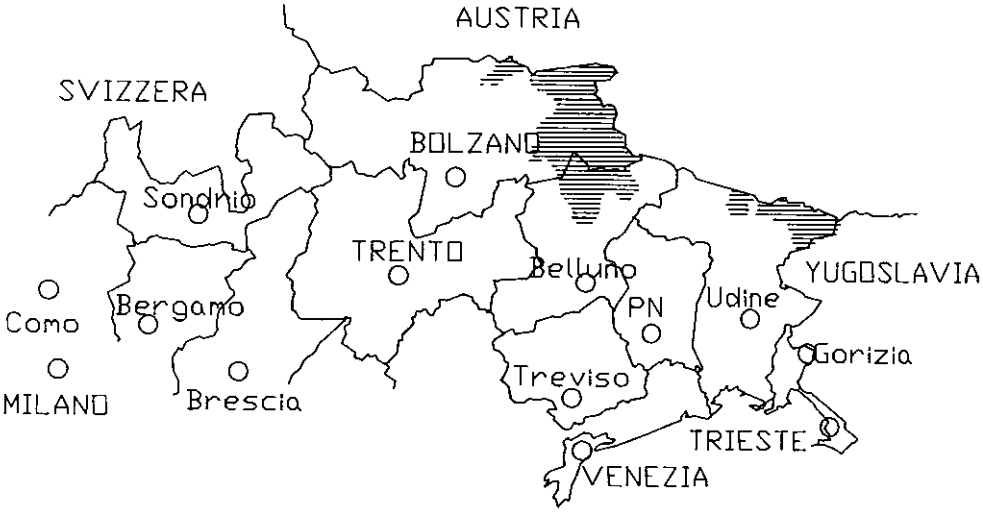


Fig. 2: Anno 1978.

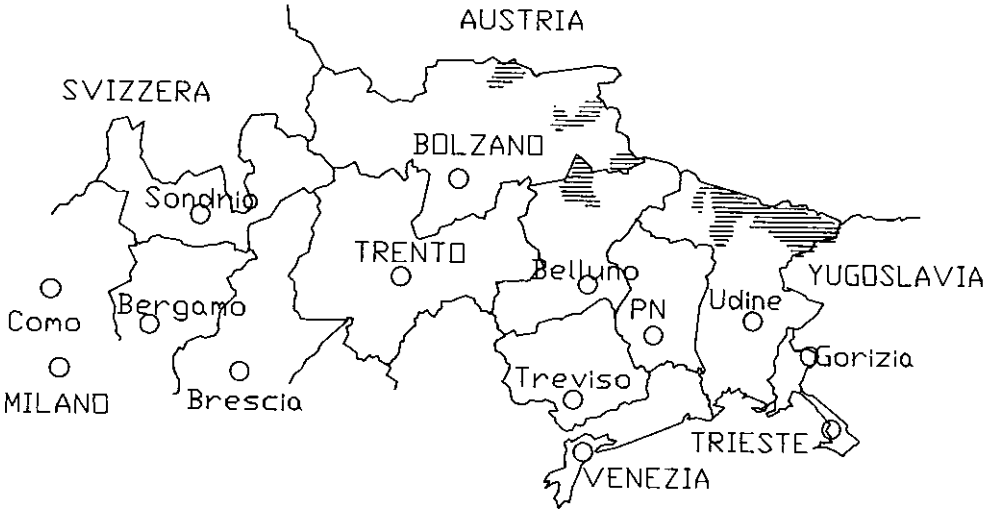


Fig. 3: Anno 1979.

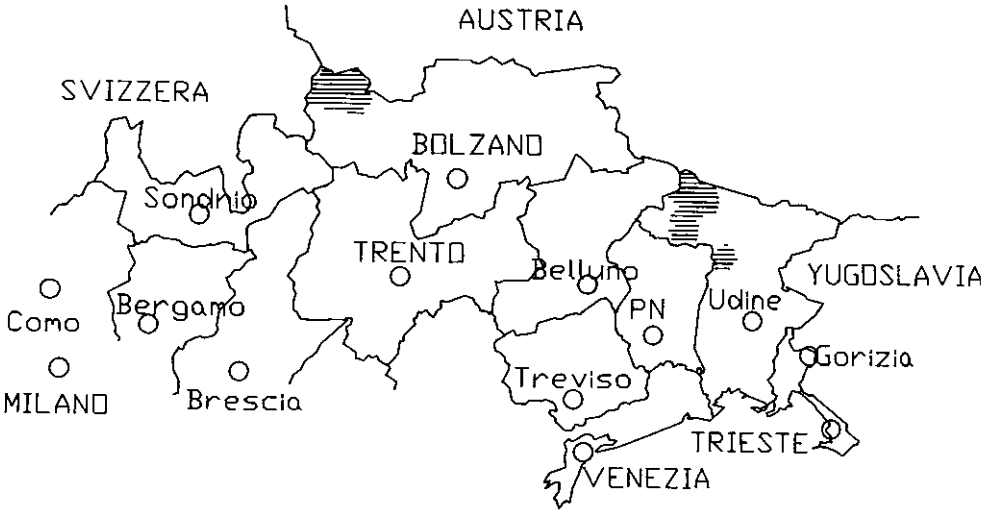


Fig. 4: Anno 1980.

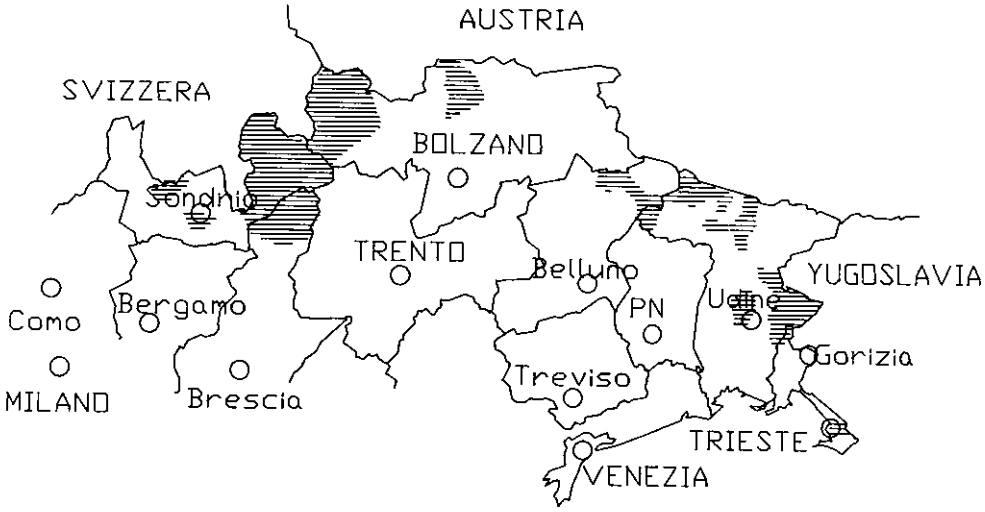


Fig. 5: Anno 1981.

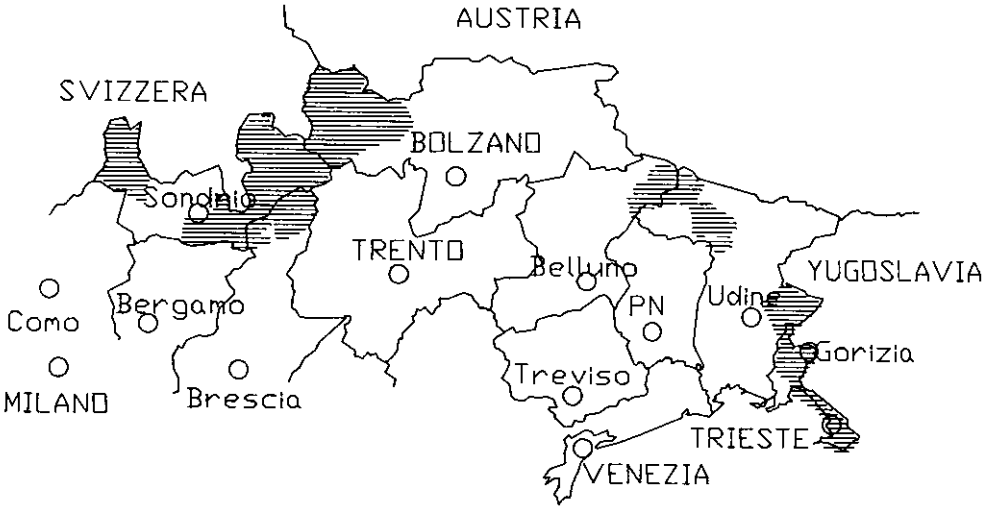


Fig. 6: Anno 1982.

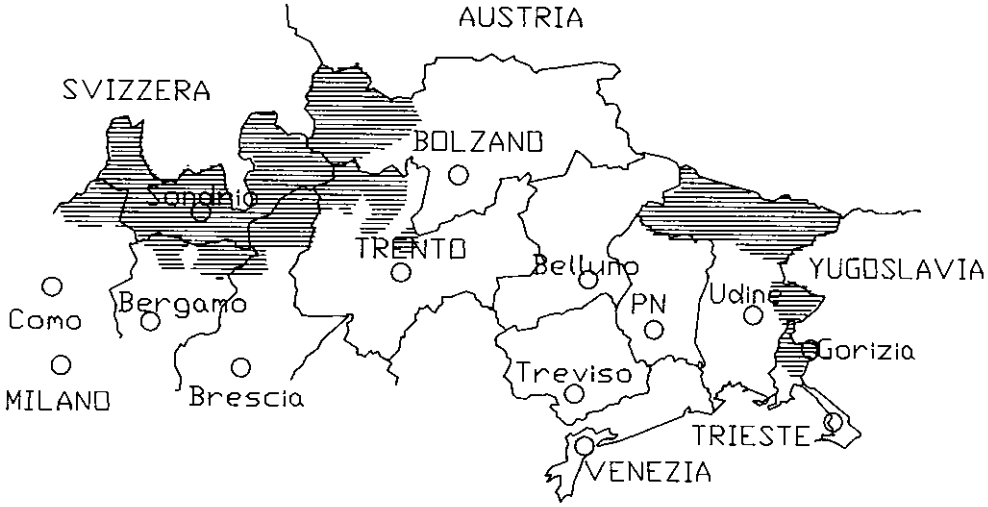


Fig. 7: Anno 1983.

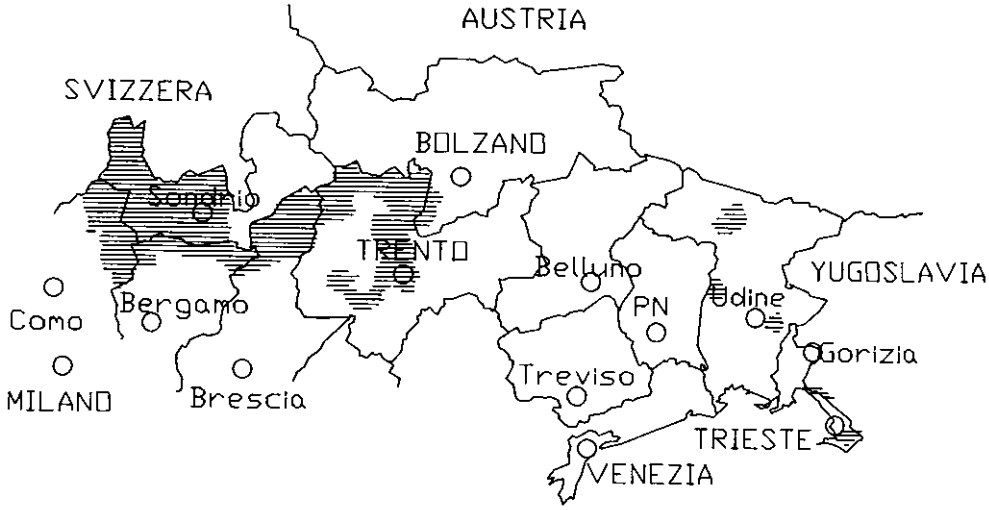


Fig. 8: Anno 1984.

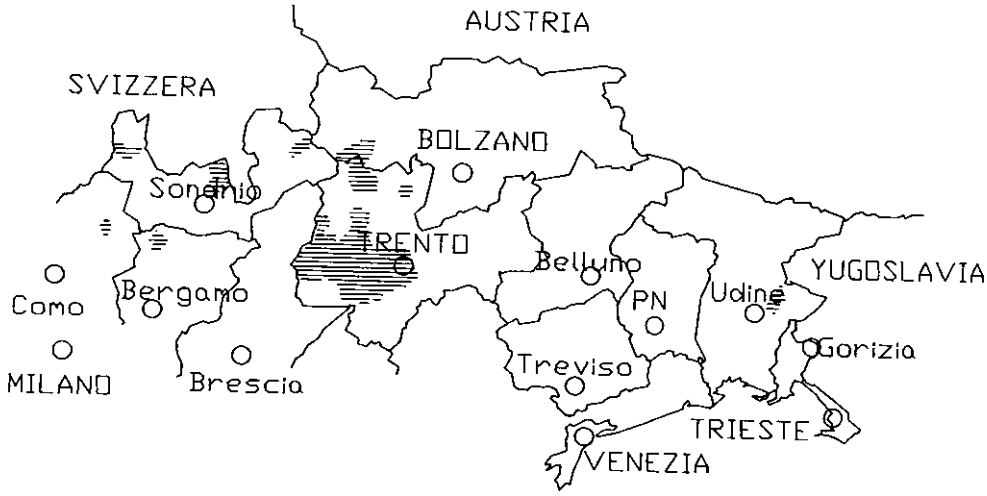


Fig. 9: Anno 1985.

Fig. 10: Anno 1986.

Fig. 11: Anno 1987.

Fig. 12: Anno 1988.

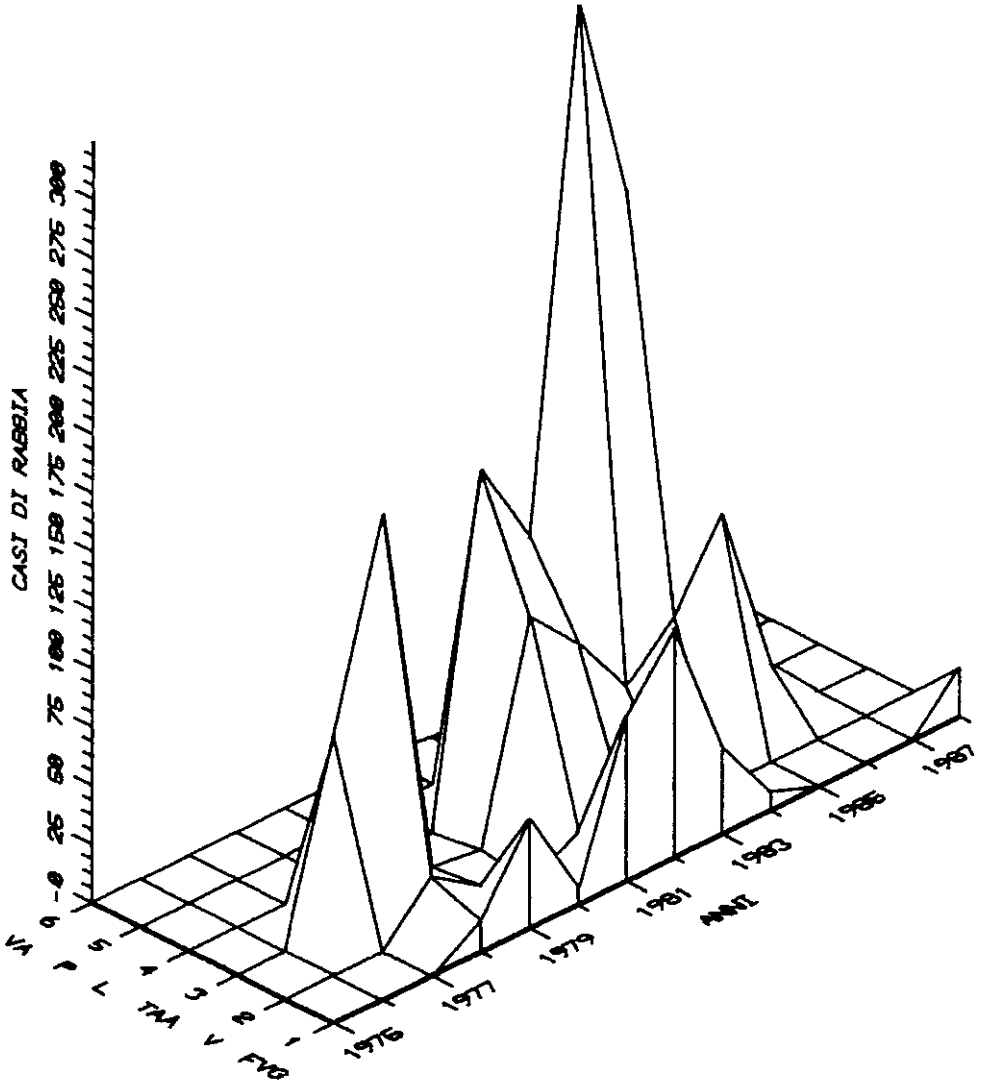


Fig. 13: Casi di rabbia nelle regioni alpine.

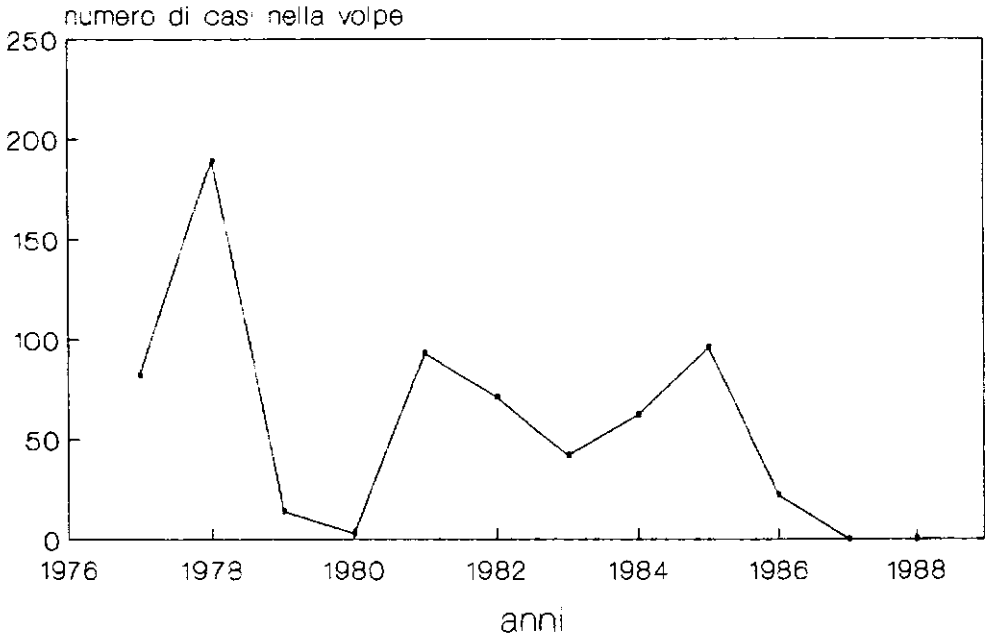


Fig. 14: Epidemie in Trentino Alto Adige.

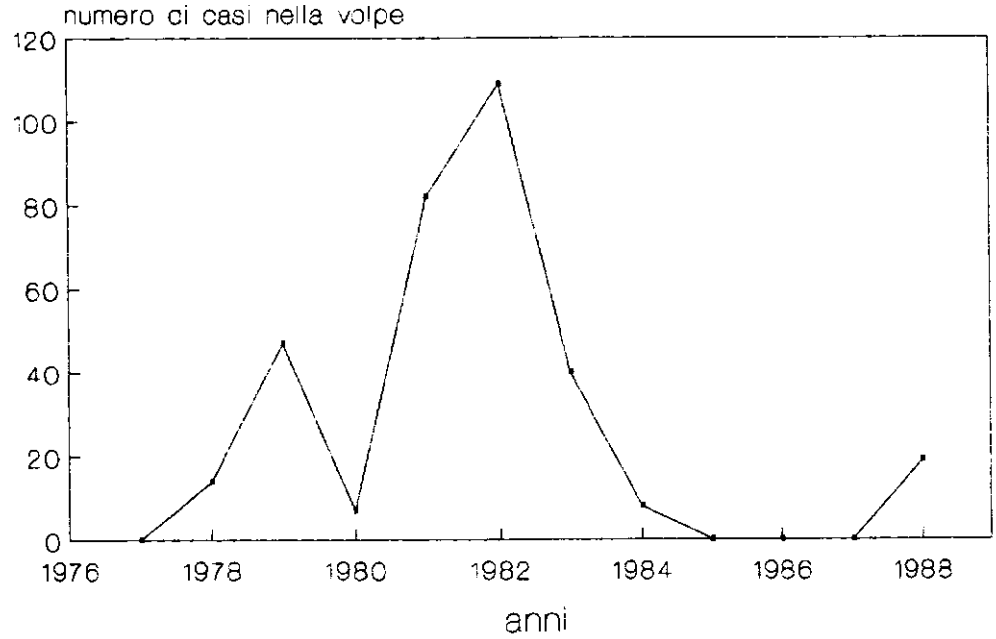


Fig. 15: Epidemie in Friuli Venezia Giulia.

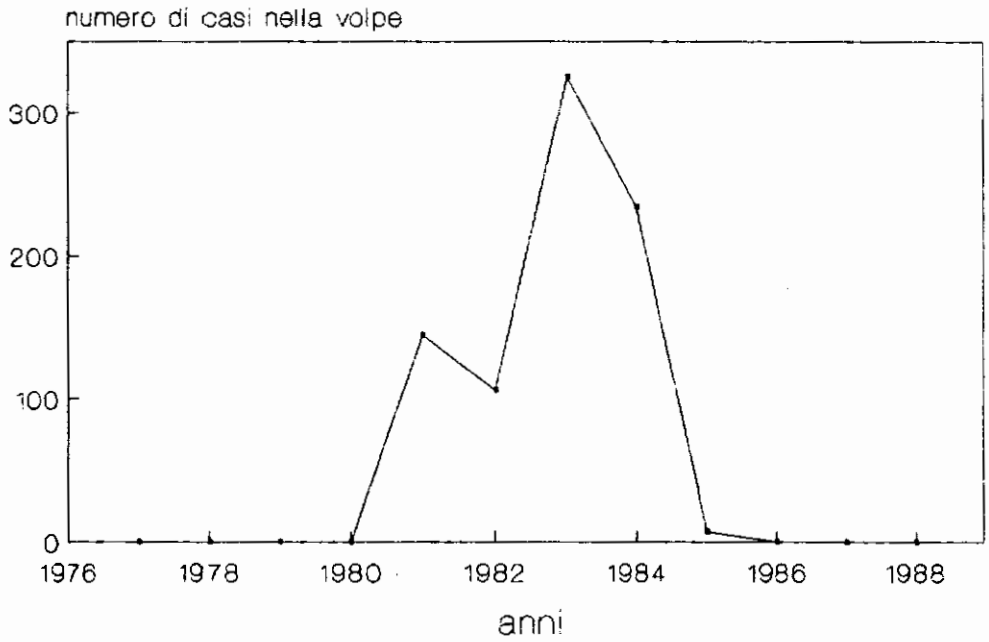


Fig. 16: Epidemie in Lombardia.

BIBLIOGRAFIA

ARTOIS M. (1985). *Le role des espèces sauvages ou domestiques dans la rage vulpine en Europe.* Rev. Sci. Tech. Off. int. Epiz., 4, 273-285.

BALL, F.G. (1985). *Front-wave velocity and fox habitat heterogeneity. In: P.J. Bacon, Population dynamics of rabies in wildlife.* Academic Press. London, pp. 255-289.

BÖGEL K., H. MOEGLE, F. KNORPP, A.A. ARATA, K. DIETZ, P. DIETHELM (1976). *Characteristics of the spread of a wildlife rabies epidemic in Europe.* Bull. WHO, 54: 433-447.

CANNON R.M., R.T. ROE (1982). *Livestock disease surveys: a field manual for veterinarians.* Australian Government Puglishing Service. Canberra.

GIOVANNINI A., S. PROSPERI (1989). *Epidemiologia e profilassi della rabbia silvestre in Italia.* I° Simposio Italiano sui carnivori. Biologia, ecologia e gestione della Volpe. Pavia 16 e 17 marzo 1989. In corso di stampa.

MACDONALD D.W. (1983). *The ecology of carnivore social behaviour.* Nature, 301: 379-384.

MACDONALD D.W., P.J. BACON (1982). *Fox society, contact rate and rabies epizootiology.* Comp. Immunol. Microbiol. infect. Dis., 5: 247-256.

PROSPERI S., A. GIOVANNINI, L. PAULUCCI DE CALBOLI (1987). *Epidemiology and control of rabies in the Alpine areas: the case of Italy.* Rev. Sci. Tech. Off. int. Epiz., 6(1): 77-95.

SCHNEIDER L.G., J.H. COX (1983). *Ein Feldversuch zur oralen Immunisierung von Füchsen gegen Tollwut in der Bundesrepublik Deutshland. I Unschädlichkeit, Wirksamkeit, und Stabilität der Vakzine SAD B-19.* Tierärztl. Umschau, 38: 315-324.

SCHNEIDER L.G., G. WACHENDORFER, E. SCHMITTDIEL, J.H. COX (1983). *Ein Feldversuch zur oralen Immunisierung von Füchsen gegen Tollwut in der Bundesrepublik Deutschland. II Planmung, Durchführung und Auswertung del Feldversuchs.* Tierärztl. Umschau, 38: 476-480.

STECK F., A. WANDELER (1980). *The epidemiology of fox rabies in Europe.* Epidem. Rev., 2: 71-96.

STECK F., A. WANDELER, P. BICHSEL, S. CAPT, U. HÄFLIGER, L. SCHNEIDER, (1982). *Oral immunization of foxes against rabies. Laboratory and field studies.* Comp. Immun. Microbiol. infect. Dis. 5: 165-171.

TOMA B., L. ANDRAL (1977). *Epidemiology of fox rabies.* Adv. Virus Res., 21: 1-36.

WACHENDORFER G., J.W. FROST, B. GUTMANN, U. ESKENS, L. SCHNEIDER, W. DINGELDEIN, H. HOFFMAN (1985). *Preliminary results of field trial in Hesse (FRG) to control fox rabies by oral immunization.* Rev. Ecol. (Terre Vie) 40: 257-264.

WANDELER A., W. BAUDER, S. PROCHASKA, F. STECK (1982). *Small mammal studies in a SAD baiting area.* Comp. Immun. Microbiol. infect. Dis., 5: 173-176.

ZIMEN E. (1982). *The effect of rabies on differrent fox populations in South-West of the Federal republic of Germany.* Comp. Immun. Microbiol. infect. Dis., 5: 257-264.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

M. Ambrosi

GESTIONE E CONTROLLO PARASSITOLOGICO DEGLI ALLEVAMENTI DI UNGULATI A SCOPO ALIMENTARE

Cattedra di Malattie Parassitarie
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Via S. Costanzo - 06100 Perugia

Premessa

La parte finale del titolo della presente relazione non deve trarre in inganno: l'allevamento degli ungulati selvatici va ben oltre i fini venatori od alimentari, in quanto non sono solo queste le finalità possibili. Il ripopolamento, la selezione di riproduttori, la fornitura di capi vivi ad aziende faunistiche od a nuovi allevamenti in formazione, anche i semplici scopi amatoriali sono motivazioni più che valide sul piano imprenditoriale.

Su questi allevamenti nella piccola Regione dell'Umbria vengono condotte interessanti iniziative in questo campo, anche con il dare vita a Convegni nazionali che vengono organizzati dall'Ente di Sviluppo Agricolo regionale ogni anno (arrivati oggi alla loro XI edizione): in questo ambito a noi è spettato il compito di controllare con sufficiente sistematicità per vari anni consecutivi la maggior parte degli allevamenti dal punto di vista elmintologico.

È una attività in cui non ci siamo proposti alcuno scopo dottrinale, ma semplicemente quello di realizzare una esperienza concreta sull'assistenza veterinaria che anche in tale settore deve essere necessariamente fornita agli allevamenti di ungulati selvatici non diversamente da quelli di bovini od ovini o suini o equini. È per questo che siamo qui allo scopo di comunicare una esperienza che proprio in quanto tale può essere messa in discussione e divenire quindi un momento stimolante.

Ovviamente non intendiamo entrare nel merito delle tecniche e metodologia d'allevamento: ben altri esperti italiani e stranieri hanno a questo proposito fornito eccellenti contributi pubblicati sugli Atti dei Congressi già citati. Ci limiteremo a ricordare che le iniziative umbre rientrano nel grosso problema del recupero produttivo delle aree marginali o interne, costituite da poderi abbandonati, ex seminativi, aree boscate, prati naturali e simili specialmente in zone medio- e alto-collinari.

Nella Regione sono presenti i seguenti tipi di allevamenti:

a) daini:

– 4 allevamenti di tipo faunistico, su estensioni recintate di alcune centinaia se non oltre il migliaio di ettari, boscati (ceduo) per circa 2/3 dell'estensione, ospitanti ciascuno varie centinaia di capi, eventualmente dotati di sottorecinzioni ma molto ampie e quindi con lentissima rotazione, con un carico medio non superiore a 0,5 capi/ettaro; in generale bosco e spazi pascolativi (naturali) forniscono sufficienti unità foraggere, per cui la supplementazione è essenzialmente occasionale (inverni nevosi, estati altamente siccitose);

– 1 allevamento tipo "deer farming", cioè razionalmente attrezzato per una forma

semintensiva di allevamento di 600 – 800 capi, fortemente dotato di sottorecinzioni per rotazioni anche frequenti e per una adeguata suddivisione in branchi più piccoli, dotato anche di impianti razionali di alimentazione, boscato per non più di 1/3 dell'estensione e per il resto con prati/pascolo oggetto di cura agronomica, peraltro necessitante di regolare supplementazione giornaliera di alimento (soprattutto fieno e granella di mais), con un carico medio da 5 a 10 capi/ettaro;

– almeno venticinque allevamenti di dimensioni medio-piccole, ospitanti da 30 – 40 sino ad 80 – 100 capi su estensioni recintate (ed eventualmente anche sottorecintate) in genere di alcune decine di ettari, boscati per lo più non oltre il 30 – 40% dell'estensione, con carichi da 1 a 4 – 5 capi/ettaro, non sempre necessitanti di supplementazione alimentare regolare ma solo occasionale;

b) mufloni:

– dieci piccoli allevamenti mediamente di circa 50 capi, sostanzialmente organizzati come i piccoli allevamenti di daini ma con supplementazione alimentare regolare;

c) cinghiali:

– due aziende faunistiche alberganti un alto anche se imprecisato numero di cinghiali in libertà su estensioni di molte centinaia di ettari prevalentemente boscati e completamente recintati, senza alcuna supplementazione alimentare;

– un allevamento di 250 – 300 capi all'aperto ed in semilibertà, con sottorecinzioni per gruppi di riproduttori separati e per i giovani che hanno terminato il lunghissimo allattamento. Il terreno è sempre fortemente boscato ma il carico è alto (pur con perfetta conservazione della tipica rusticità dei cinghiali), talché la supplementazione alimentare è regolare anche se si cerca di mantenerla il più possibile naturale (ghiande, mais, orzo, erba di prato naturale, persino pane secco);

– un piccolo allevamento amatoriale di circa 50 – 60 capi allevati sullo stile dell'iniziativa faunistica ma ovviamente su una estensione proporzionalmente ridotta.

(Da notare che molte migliaia di cinghiali vivono in completa libertà in tipiche aree boscose del territorio regionale).

Pochi e di modesta entità sono i gruppi di cervi e caprioli per i quali comunque credo possa valere l'esperienza acquisita con i daini: non abbiamo avuto modo di conoscere allevamenti di cinghiali "al chiuso", che non ci interessano anche perché sicuramente hanno problemi identici a quelli dei suini domestici.

Da segnalare l'esistenza di qualche situazione di promiscuità mufloni – daini (discutibile proprio dal punto di vista parassitologico) ed anche daini – cinghiali (che a mio giudizio è assurda dato che il cinghiale si trasforma presto in predatore dei giovanissimi dainetti). In generale è comunque evidente che il nostro elenco non intende essere un censimento esaustivo di tutto ciò che nel territorio è osservabile.

Elmintiasi rilevate

Mi sembra utile come punto di partenza effettuare non tanto una esauriente rassegna tassonomica sulle specie elmintiche osservate, quanto una precisa indicazione sull'indice di infestazione di massa desunto da un significativo numero di esami coproscopici secondo una prospettiva che tutto sommato possiamo definire di tipo zootecnico. Ecco

allora i dati disponibili per daini, mufloni e cinghiali (Ambrosi e Altri, 1984, 1986, 1987a, 1987b, 1988), tenendo conto che quello che diremo per i daini serve di fatto anche per gli altri cervidi.

a) Daini.

– Strongilosi del digerente genericamente intesa, è presente nel 100% degli allevamenti, dal 57 al 100% dei capi. Singolare il fatto che in situazioni di più lontana costituzione appaiono presenti poche specie almintiche proprie dei cervidi (come ad esempio l'onnipresente *Spiculopteragia asymmetrica*), varie specie comuni ai ruminanti domestici ma nuove per il territorio (ad esempio *Ostertagia ostertagi* ed *Oesophagostomum radiatum*), numerose specie già riconosciute nel territorio come colonizzanti gli ovini: è un fatto su cui torneremo, tenendo conto che osservazioni fatte di recente su allevamenti di nuova costituzione (Manfredi e Ambrosi, 1989) denunciano almeno in sede abomasale una assoluta prevalenza di specie proprie dei cervidi esattamente come constatato da Cancrini e Altri (1983) nel Lazio e da Genchi ed Altri (1985) in Lombardia;

– Strongilosi respiratoria genericamente intesa: è presente nel 92% degli allevamenti, dal 23 al 92% dei capi. Diffusissima una specie comune agli ovini (*Muellerius capillaris*, sempre presente) e – con una incidenza meno accentuata ma pur sempre sensibile – una specie propria di cervidi (*Dictyocaulus eckerti*: 72% degli allevamenti, dall'8 al 91% dei capi). Singolare il reperimento, in un solo caso, di *Dictyocaulus filaria* ed in pochi casi *Cystocaulus ocreatus* propri degli ovini e reperiti anche nei mufloni;

– Tricocefalosi: è presente nel 50% degli allevamenti, dal 13 al 42% dei capi;

– Strongiloidosi: è presente nel 36% degli allevamenti, dal 12 al 20% dei capi;

– Fascioliasi, teniasi da *Moniezia*, capillariosi: del tutto sporadiche.

Diciamo subito che solo strongilosi respiratoria e strongilosi del digerente (quest'ultima talora con una cospicua partecipazione della tricocefalosi) sono apparse di incidenza tale da poter influire negativamente sull'equilibrio degli allevamenti.

b) Mufloni.

– Strongilosi del digerente genericamente intesa, è presente nel 100% degli allevamenti, nell'80 – 100% dei capi. Le specie presenti sono tutte comuni agli ovini (come del resto verificato in Sardegna da Arru e Altri, 1987), ma con casi isolati di specie dei cervidi come *Spiculopteragia asymmetrica* e *Apteragia quadrispiculata*;

– Strongilosi respiratoria generalmente intesa: è presente nel 100% degli allevamenti, nell'85 – 100 dei capi. Sono presenti solo specie comuni agli ovini come *Muellerius capillaris* reperito in tutti gli allevamenti e mediamente nell'83% dei capi, con scarsa diffusione di *Cystocaulus ocreatus* e di *Dictyocaulus filaria* (30 – 40% degli allevamenti ma poco più del 10% dei capi);

– Strongiloidosi: è presente nel 60% degli allevamenti e nel 33% dei capi;

– Tricocefalosi e dicroceliosi: poco diffuse, toccando rispettivamente l'11 ed il 17% dei capi anche se nel 40% degli allevamenti. Singolare segnalazione la presenza insieme a *Trichuris ovis* anche di *Trichuris globulosa* che nella regione umbra è tipica dei daini.

Per questa specie animale sono da prendere in maggiore considerazione non solo le strongilosi sia nel digerente che respiratoria ma anche la strongiloidosi.

c) Cinghiali:

È una specie animale in cui gli esami coproscopici sono – come vedremo – quasi improponibili, talché i dati riguardano di fatto solo le identificazioni postmortali effettuate su capi provenienti da due diverse zone umbre, da un'area toscana confinante, nonché – grazie all'essere stati inseriti in un gruppo di lavoro dell'Istituto di Malattie Infettive della Facoltà Veterinaria di Bologna (Poglayen e Altri, 1989) – dalla Romagna.

– Spiruridosi: è risultata presente in tutte le quattro aree esaminate e nel 70% dei capi, con prevalenza assoluta di *Ascarops (Arduenna) strongylyna*, minore di *Physocephalus sexalatus*, casuale di *Gongylonema pulchrum*;

– Globocefalosi; pure presente in tutte le aree e nel 63% dei capi, con la specie *Globocefalus urosubulatus* (e non *longemucronatus* come era apparso inizialmente);

– Esofagostomiasi: anche essa in tutte le aree e nel 57% dei capi;

– Acantocefalosi: *Macracanthorynchus hyrudinaceus* è risultato presente solo nella più grande delle aree ma ben nel 48% dei capi;

– Isolati o quasi i casi di tricocefalosi, ascaridiosi, hyostrongilosi.

Significato e conseguenze del parassitismo elmintico negli ungulati selvatici

Possiamo partire da una affermazione generale, che ci sembra fortemente indicativa. Negli animali totalmente viventi in libertà gli elminti parassiti non sono altro che una componente della fauna di un determinato biotopo, anche se la loro nicchia ecologica è rappresentata essenzialmente (anche se non unicamente) dall'ambiente endozoico. Il rapporto che li lega agli ospiti fa parte della complessa catena dei rapporti interspecifici tra organismi viventi in un determinato ambiente, svolgendo tutto sommato un ruolo non dissimile da quello dei predatori: anche essi costituiscono infatti un meccanismo biologico che concorre a determinare la selezione e l'evoluzione degli organismi parassitati e viventi in quel contesto di equilibrio naturale.

Ma ciò non significa che il parassitismo sia in questo caso solo un fenomeno meritevole di "contemplazione": di fatto esso costituisce un vero e proprio indicatore biologico del grado di correttezza dei rapporti interspecifici tra le varie popolazioni animali, dei rapporti tra animali ed ambiente, dei rapporti tra animali e loro fonti nutrizionali.

Ciò risulta particolarmente emblematico indagando sugli scambi di elminti tra selvatici e domestici, così come hanno fatto nell'arco alpino Autori come Balbo ed Altri (1973 e 1977), Biocca ed Altri (1981), Genchi ed Altri (1981, 1982, 1985) prendendo in esame camosci, stambecchi, daini, pecore e capre (e quindi anche cervi e caprioli), tutte specie sensibili – sia pure in gradi diversi, talora – ad un elevato numero di elminti del digerente con quindi ovvia possibilità di scambio.

Bisogna ora tener conto che quando un parassita e la specie animale ad esso recettiva permangono insieme estremamente a lungo nel medesimo ambiente senza che intervengano alterazioni di sorta, si realizza una "focalità naturale" che crea una stabile situazione di equilibrio fra i due. Se ora nell'ambiente viene ad essere presente un nuovo ospite recettivo, questo diviene luogo di esaltazione della potenzialità biologica e della virulenza del parassita che sino a quel momento si era venuto a trovare – per così dire – in uno stato di quiescenza: ne risulta modificato il grado di aggregazione dei parassiti negli ospiti, alterata la focalità naturale, aumentato il rischio per gli ospiti "originali". Ma una analoga situazione di rischio è determinata da qualsiasi fattore di sovrapopolazione,

sia esso rappresentato dalla restrinzione degli spazi naturali, dalla delimitazione delle aree destinate ai selvatici, da una scorretta gestione del patrimonio faunistico, in special modo dalla riduzione degli spazi forestali e boschivi e dall'eccesso di antropizzazione sia degli animali sia dell'ambiente.

Ora esiste una situazione in cui istituzionalmente – se così si può dire – il rapporto degli animali tra loro e con l'ambiente viene volutamente modificato a fini produttivi: ciò avviene quando animali selvatici vengono trasformati in animali d'allevamento non solo per l'ottenimento di risorse dirette (alimentari e non) ma anche indirette e cioè ripopolamento, conservazione, valorizzazione o recupero del territorio ecc. È qui che i meccanismi descritti si accentuano notevolmente richiedendo quindi una particolare lucidità di gestione e di valutazione del danno: i parassiti assumono in particolare il ruolo di sottrattori di risorse e quindi si verifica anche il rischio della vanificazione degli investimenti effettuati in termini di patrimonio genetico, di produttività dell'ambiente, di fonti nutrizionali, cioè della redditività di quella che in fondo e con determinate caratteristiche originali può essere di fatto una impresa "zootecnica". Vediamo allora quali sono i principali problemi da tener presenti in questa prospettiva, entro il limite di quella esperienza locale e personale cui ho fatto riferimento sin dall'inizio.

1) Possibili scambi di elminti tra selvatici e domestici e selvatici tra loro.

a) mufloni.

Abbiamo già visto come la fauna elministica del muflone sia praticamente sovrapponibile a quella dell'ovino: tuttavia nell'allevamento recintato razionalmente – anche se su ampia estensione – lo scambio che probabilmente avviene nel territorio della Sardegna (Arru e Altri, 1987) non ha modo di realizzarsi.

Da sottolineare ancora, invece, la possibilità di scambio reciproco tra mufloni e daini dimostrata dai nostri dati (*Trichuris globulosa*, *Apteragia qudrispiculata* e *Spiculopteragia asymmetrica* in alcuni mufloni; *Dictyocaulus filaria* in un daino): la convivenza delle due specie ci sembra quindi assai poco razionale, anche se non è infrequente in piccoli e medi allevamenti.

b) daini.

Abbiamo già fornito gli elementi di valutazione che farebbero pensare ad una certa unificazione della fauna parassitaria tra ovini e daini in gruppi acclimatati da decenni (e che con ogni verosimiglianza occuparono areali sin lì destinati al pascolo delle pecore) con aspetti di maggiore "originalità", invece, in allevamenti di più recente costituzione. Si potrebbe ipotizzare – ma la cosa è poco meno che fantascienfica e tutta da provare – ad una possibilità di occupazione della nicchia ecologica da parte della fauna elmintica d'origine ovina a spese della fauna elmintica dei daini: è indubbiamente una idea affascinante su un fenomeno forse al massimo verificatosi in singole situazioni. Ci piace tuttavia ricordare che un fenomeno analogo lo abbiamo visto in bovini in cui una antica prevalenza di *Fasciola hepatica* sembra oggi soppiantata da una recente prevalenza di *Paramphistomun sp.*: ma qui la competizione biologica potrebbe aver avuto come teatro i molluschi ospiti intermedi apparendo quindi più verosimile.

Un altro dato può essere significativo, cioè, il costante isolamento in sede bronchiale di *Dictyocaulus eckerti* e non dell'assai simile *Dictyocaulus viviparus*, dal quale ultimo invece in molti Paesi (si veda la bibliografia citata da Ambrosi e Altri, 1984 e 1988) i

cervidi sarebbero serbatoio a danno dei bovini. Nessun problema quindi di scambio, da noi: del resto, ancora una volta, le recinzioni sono sufficiente garanzia.

Le recinzioni, invece, non sembrano tener lontano cani randagi o meglio ancora rinselvatichiti: la presenza di *Cysticercus tenuicollis*, forma larvale cistica del Cestode del cane *Taenia hydatigena* o *marginata*, non è stata solo riscontrata da Arru e Altri nei mufloni e da Genchi ed Altri nei camosci (cioè in soggetti a vita libera) ma da noi anche in daini di allevamento. Ciò solleva il problema della presenza e dell'atteggiamento predatorio appunto di cani randagi e rinselvatichiti negli allevamenti di ruminanti selvatici.

c) cinghiali.

In linea teorica la comunanza di elminti tra cinghiali e suini domestici è assoluta: ma qui è l'allevamento al chiuso dei suini che crea una ovvia barriera (con l'eccezione di alcuni areali dell'Italia centrale e soprattutto meridionale e insulare in cui si hanno ancora situazioni di vita libera o semilibera dei domestici).

Possiamo piuttosto notare alcune singolarità:

– l'assoluta prevalenza di specie a ciclo indiretto nei cinghiali (perfettamente comprensibile);

– l'estrema scarsezza nei cinghiali di specie a ciclo diretto perfettamente adattatesi invece all'ambiente delle porcilaie anche razionali (*Ascaris suum*, *Strongyloides ransomi*, *Hyostrongylus rubidus*);

– l'enorme plasticità biologica di *Oesophagostomum dentatum*, egualmente diffuso nei suidi selvatici a vita libera ed in quelli domestici al chiuso;

– la scomparsa dagli allevamenti al chiuso di un elminta a ciclo diretto come *Globocephalus urosubulatus* invece diffusissimo tra i selvatici.

2) Influenza degli elminti sul benessere e la produttività degli ungulati selvatici allevati.

Dobbiamo purtroppo dire che sulla fisiopatologia delle elmintiasi degli ungulati selvatici manchiamo pressoché di dati. La vicinanza tassonomica (e parassitologica) con i domestici ci consente tuttavia di utilizzare quanto ben conosciamo su questi ultimi: valgano per una verifica le pregevoli monografie di Euzeby (1971 e 1982) sull'azione patogena degli elminti e sulle dismetabolie da essi provocate.

Ci riferiamo qui in particolare alle elmintiasi del digerente, caratterizzate anche nei selvatici da un notevole grado di poliparassitismo e quindi dalla possibilità che lo stesso individuo possa contemporaneamente essere colonizzato a livello dello stomaco o dell'abomaso, del tenue e del grosso intestino, subendo quindi le forme di iponutrizione, anemizzazione, tossicosi, disfunzionalità organiche (specialmente epatiche), stati carenziali ben descritti nelle monografie ricordate. Queste comportano necessariamente una serie di danni non solo clinici ma anche e soprattutto da identificare in termini di iporendimento, di sottoproduzione, di maggiore esposizione alle patologie più diverse.

Anche ispirandoci alle osservazioni di Bellani ed Altri (1975) sui danni da parassitosi animali, possiamo così sintetizzare le possibili espressioni di tali – per così dire – deficit di benessere:

– aumento della mortalità aspecifica;

– diminuzione della durata della vita produttiva;

– maggiore necessità di rimonta;

– alterazioni comportamentali per diminuzione della vitalità o per turbe nervose da tossicosi;

– ipogenitalismo, ipofertilità, aborti, scarsa vitalità neonatale, ecc. sia da disendocrinie per tossicosi sia da iponutrizione o stati carenziali diversi;

– minore capacità nutrizionale del latte materno con conseguenti difficoltà dei giovani non divezzi;

– maggiori necessità nutrizionali per ovvia compensazione delle perdite (quindi possibile insufficienza dello spazio pascolativo disponibile e delle unità foraggere da esso prodotte, necessità di supplementazione alimentare, ecc.);

– abbassamento del tasso di incremento ponderale e/o depressione delle caratteristiche organolettiche delle carni dei soggetti destinati ad uso alimentare;

– maggiore esposizione al danno da poliparassitismo per sinergia tra elmintiasi del digerente, respiratorie ed epatiche o tra elmintiasi ed ectoparassitosi o tra elmintiasi ed infezioni protozoarie;

– maggiore esposizione e sensibilità (anche per fenomeni di immunosoppressione) verso cause patogene infettive o di altra natura.

È una descrizione sintetica ma secondo noi realistica. Da parte nostra abbiamo potuto in questi anni rilevare – con tutti i limiti dell'osservazione talora empirica o verificata su ristrette casistiche postmortali e limitamente a daini e mufloni:

– iponutrizione e diminuzione del tasso di crescita in giovani soggetti appena svezzati o ancora parzialmente lattanti in presenza di elevate positività coproscopiche degli adulti;

– magrezza e scarsa vitalità degli adulti in presenza di significative positività coproscopiche;

– fatti diarroici nei mufloni da strongili del digerente (con netta prevalenza di *Trichostrongylus spp.*);

– fatti diarroici nei mufloni attribuibili a strongiloidosi;

– fatti diarroici nei daini da strongilosi del digerente (con particolare prevalenza di *Spiculopteragia asymmetrica* e di *Oesophagostomun radiatum*) associati a pronunciata tricocefalosi;

– evidente influenza negativa della ipovitalità o dei fatti diarroici da elmintiasi sul comportamento dei riproduttori nella stagione degli amori (in particolare nei daini diminuzione della combattività dei maschi e dell'attrattiva tra i sessi);

– sintomi respiratori peraltro non gravi ma percepibili (polipnea, respiro interciso, tosse ripetuta) in presenza di significative positività da *Muellerius capillaris* e, nei daini, da *Dictyocaulus eckerti*.

Per quanto riguarda i cinghiali potremmo fare discorsi analoghi, tenendo conto della diffusione di metastrongilidi respiratori segnalata da Macchioni e Altri (1988), dell'accurata descrizione dei danni anatomoistopatologici e consequenzialmente funzionali nelle gastriti da Spiruridi offerta da Arru e Altri (1983), della patologia da Acantocefali descritta da Baldelli già nel 1948, dei danni da esofagostomiasi che già ben conosciamo nei suini domestici e che nei cinghiali dovrebbero essere eccentuati dalla frequentissima concomitanza con la globocefalosi.

3) Momenti di maggiore accentuazione delle elmintiasi.

Abbiamo effettuato a suo tempo controlli estensivi e sistematici in misura sufficiente ad indicare in quali condizioni ambientali le elmintiasi dei selvatici appaiono incrementarsi: precisiamo che la nostra esperienza è limitata alle strongilosi del digerente e respiratorie sia in daini che in mufloni. Per brevità è consigliabile fare un elenco orientativo:

a) accentuazione delle strongilosi del digerente nei daini in relazione al carico medio: le positività e gli episodi maggiormente accentuati si sono verificati in allevamenti con carico superiore ai 5 riproduttori per ettaro che in qualche caso veniva spinto sino ad 8 – 10 capi/ha. Densità sino a 5 capi/ha sembrano compatibili con condizioni non negative se la rotazione delle parcelle recintate non è troppo lenta;

b) accentuazione della strongilosi del digerente nei daini sia in allevamenti ad alto carico sia in allevamenti estensivi nelle parcelle o zone (si pensi a terreno altocollinare ricco di rilievi ed avvallamenti) esposte a nord o nord-est e/o corrispondenti a piccoli tratti vallivi, evidentemente per maggiore umidità del microclima a livello del terreno;

c) accentuazione della strongiloidosi nei mufloni in aree particolarmente umide o con clima mite ma piovoso;

d) accentuazione della positività per *Dictyocaulus eckerti* nei daini all'inizio di primavera;

e) accentuazione della positività per *Muellerius capillaris* sia nei daini che nei mufloni verso fine autunno e pieno inverno;

f) modesto "spring rise" da strongili del digerente nei daini, evidente invece nei mufloni che hanno come è noto parti ed inizio lattazione soprattutto nel mese di marzo;

g) nessun cenno di "lactation rise" da strongili del digerente nei daini in giugno e luglio che sono per questa specie, come è noto, i mesi dei parti e dell'inizio lattazione;

h) modesto "fall rise" da strongili del digerente nei mufloni, spesso molto accentuato invece nei daini anche in associazione a tricocefalosi.

Tutto ciò indica chiaramente quali sono i periodi meritevoli di maggiore attenzione ed adatti all'effettuazione di controlli parassitologici di routine.

4) Criteri e metodi di controllo elmintologico.

Un criterio di valutazione significativo è innanzi tutto fornito da quello che amiamo definire l'indice di infestazione di massa, cioè il grado in diffusione delle elimintiasi valutate in termini generali. Tale valutazione si ottiene con esami delle feci estensivi ed effettuati in numero sufficientemente rappresentativo in momenti significativi.

Parliamo dell'esame di campioni di feci individuali: non si pensi tuttavia che – anche laddove il grado di antropizzazione degli animali sia elevato – sia realistico

immaginare il prelievo diretto dall'ampolla rettale magari solo nei cervidi. È chiaro infatti che catture ripetute richiedono notevole impegno organizzativo e soprattutto presentano concreto rischio di danno al comportamento ed alla stessa integrità fisica degli animali.

Di fatto si deve operare con prelievi sul terreno, naturalmente conoscendo bene la situazione del singolo allevamento, le abitudini dei branchi, l'ambiente e tenendo conto del clima. Innanzi tutto occorre identificare i luoghi ove i reperti sono più frequenti e più freschi, come le aree di riposo notturno, di pascolo mattutino, di riparo al sole eccessivo (radure ombreggiate) e dalle intemperie (specialmente aree sottovento rispetto ai venti settentrionali), di sosta per la ruminazione. In generale le eventuali aree di alimentazione, i luoghi di abbeverata ed i punti di passaggio obbligato abbondano di feci che è tuttavia impossibile tentare di individualizzare.

La raccolta andrà effettuata nelle prime ore del mattino ed in punti non ancora battuti da luce intensa o peggio direttamente dal sole: si preleveranno solo le defecazioni di apparenza freschissima e verosimilmente attribuibili ad un solo individuo (ad es. scibale raggruppate anche se sciolte tra loro, scibale adese in un'unica massa ecc.).

Riguardo al numero dei campioni è purtroppo necessario andare assai oltre il criterio del 5 – 10% dei capi come ordinariamente avviene nei domestici: la mancanza di sicurezza che non si tratti di feci dello stesso individuo raccolte più volte deve portare a raccogliere un numero di campioni pari ad almeno il 50% dei capi compresi in quel certo recinto. Negli allevamenti faunistici ci si regolerà empiricamente sulla presunta entità dei singoli branchi nei singoli areali preferiti da ciascuno di essi.

Sin qui l'indicazione riguarda i daini e quindi i cervidi in generale. Estremamente più problematico il discorso se applicato ai cinghiali: a meno che non si tratti di allevamento completamento antropizzato è quasi impossibile raccogliere un sufficiente numero di campioni di feci, dato il comportamento degli animali. Qualche tentativo può essere fatto nei casi in cui siano presenti punti di abituale supplementazione alimentare oppure si possa catturare per qualche ora un certo numero di esemplari da lasciar alcune ore nel recinto: ma il numero dei campioni non calpestati o "sgrufolati" sarà sempre modesto.

Le tecniche saranno quelle già ben note per i domestici: nel caso dei cinghiali ma non nei cervidi abbiamo fatto talora ricorso alle coprocolture che sole ci hanno consentito le rare identificazioni di *Hyostrongylus rubidus* o di *Strongyloides ransomi*.

Quel che piuttosto è essenziale è poter contare sugli esami postmortali: per i cervidi si farà assegnazione sulle morti spontanee ovvero sul controllo dei capi oggetto di macellazione, mentre i per i cinghiali l'unica possibilità risiederà in preventivi accordi con squadre di cacciatori che diano sicuro affidamento ed ovviamente con le aziende relative.

5) Possibili forme di intervento ambientale e farmacologico.

Non v'è dubbio, stante la descrizione che abbiamo sin qui fatto, che almeno per la strongilosi gastrointestinale e per la strongilosi respiratoria dei cervidi – come pure per le stesse infestioni più la strongiloidosi nei mufloni – sia di estremo interesse realizzare trattamenti antielmitici non solo estemporanei in casi di necessità ma soprattutto "strategici" che abbiano come di consueto la finalità di liberare gli animali dagli elminti nei momenti di maggiore sviluppo demografico delle popolazioni parassitarie, quindi di

maggiore copropositività, quindi di maggiore danno organico e di maggiore livello di capacità contaminatrice dell'ambiente.

Per le medesime ragioni indicate a proposito degli esami coproscopici noi troviamo poco realistici trattamenti individuali. Abbiamo pertanto provato con successo delle forme di trattamento collettivo per analogia con quanto avevamo già realizzato nei cavalli bradi (Ambrosi e Morettini, 1981) con febantel, un prebenzimidazolico che viene prodotto in pellets appunto per ruminanti e cavalli: in base al peso collettivo presunto dell'insieme dei capi in un determinato recinto si calcolava una quantità tale da dare circa 8 mg di sostanza base per kg di peso vivo. Il pellettato veniva quindi estemporaneamente miscelato con granella di mais nella proporzione 1:10 e la miscela sparsa con la maggiore uniformità possibile su lunghe tavole tipo edilizia dotate di un bordo rialzato di 2 – 3 cm, che venivano poste in punti noti come molto frequentati, o in prossimità di punti di abbeverata o di alimentazione: si otteneva così che al preparato potessero accostarsi contemporaneamente molti capi senza eccessiva competizione alimentare e col minimo spreco per dispersione sul terreno.

La mescolanza è apparsa molto appetibile ed efficace: negli allevamenti dotati di sottorecinzioni per la rotazione abbiamo avuto negativizzazione completa dal punto di vista coproscopico ai controlli effettuati tra la quinta e la decima giornata. Negli allevamenti di tipo faunistico (in cui il dosaggio era necessariamente molto più empirico in quanto basato sulla valutazione dell'entità di singoli branchi in punti particolarmente frequentati e privilegiati) i risultati sono stati almeno incoraggianti portando a negativizzazioni mai inferiori al 70 – 75% e talora superiori all'80 – 85%. Da notare che lo stesso modo di operare ha dato ottimi risultati anche nei mufloni (qui la negativizzazione al 100% è stata la regola), in cui abbiamo talvolta usato polvere solubile mescolata a polpa di barbabietole.

Quanto ai momenti "strategici" migliori, nei cervidi riteniamo siano a metà primavera (il massimo dello "spring rise" in assenza di "lactation rise" a noi risulta essere in aprile – maggio) anticipando se l'inverno è stato mite e/o la primavera precoce, nonché a metà autunno (il massimo del "fall rise" a noi risulta essere nel tardo ottobre) anche qui anticipando se non si è verificata tipica siccità estiva e se la stagione intermedia è umida. Non sembra invece che il trattamento autunnale vada ritardato in presenza di prolungata siccità: abbiamo infatti notato buone positività anche dopo vari mesi di piogge scarsissime o assenti. Sembra inutile un trattamento all'epoca dei parti vista l'assenza di "lactation rise" in giugno – luglio.

Nei mufloni invece il trattamento primaverile deve essere molto precoce, addirittura all'inizio o alla metà di marzo (cioè teoricamente alla fine dell'inverno) o comunque in corrispondenza dell'inizio lattazione: sempre a metà ottobre – con le opportune variazioni per motivi climatici – il trattamento autunnale, mentre non sarà spesso da trascurare un trattamento a fine primavera (giugno) sopratutto in presenza di prolungata umidità.

Quanto ai cinghiali, si può parlare di trattamenti regolari (anche qui le stagioni dei parti dovrebbero suggerire il ritmo) solo in quelli completamente antropizzati ovvero in cui gli animali siano abituati alla supplementazione alimentare (ed allora funziona ancora bene la miscela di granella di mais e febantel pellettato): ma anche in quest'ultimo caso siamo dinanzi ad una marcata aleatorietà dato il comportamento nutrizionale della specie.

Abbiamo nominato il febantel perché con esso abbiamo fatto la nostra esperienza: di fatto siamo dell'avviso che il discorso coinvolga quasi tutti i benzimidazolici o

prebenzimidazolici (febantel, tiofanato, fenbendazolo, mebendazolo, oxfendazolo ecc.) che sono da considerare a massimo spettro.

Un razionale trattamento farmacologico non deve tuttavia far dimenticare la necessità di corretta gestione dell'ambiente disponibile. Non possiamo in questa sede dettare norme esaurienti ed universali, limitandoci a sottolineare – a costo di ripeterci – aspetti che ci sembrano essenziali avendo presenti principalmente ed in modo emblematico le strongilosi:

a) *il carico di bestiame*. L'ideale sarebbe a nostro giudizio non più di 0,5 – 1 capo/ettaro, ma per realismo dobbiamo ammettere la possibilità di arrivare ad un massimo di 4 – 5 capi che è da considerare il limite oltre il quale il rischio è eccessivo. Si rammenti comunque che stiamo parlando di carico medio: il "carico istantaneo" di una singola parcella temporaneamente affollata o per presenza di sottorecinzioni o per preferenza di un branco di cervidi è facilmente dieci – dodici volte quello medio;

b) *la stanzialità*. Un aspetto estremamente deleterio è la mancanza di rotazione nell'utilizzazione delle aree pascolative. Per quanto piccolo sia un allevamento magari soltanto amatoriale, esso deve prevedere diverse sottorecinzioni che consentano un minimo di rotazione che dovrebbe contemplare l'utilizzazione della singola parcella da una settimana circa (buona stagione) ad un mese circa (inverno o comunque cattiva stagione) ed una sosta di almeno due mesi in media;

c) *l'esposizione delle singole parcelle*. Insistiamo nel dire che in terreni collinari e altocollinari i versanti nord – nordest e gli avvallamenti tra un rilievo e l'altro sono con ogni probabilità i più esposti a notevole capacità contaminante, sicché sarebbe pericoloso allestire sottorecinzioni che comprendano soltano aree consimili;

d) *la collocazione delle strutture fisse*. Le strutture o aree di alimentazione, dotate o meno di tettoie protettive, dovrebbero essere poste nei punti più alti ed asciutti (anche se non particolarmente esposti all'eccesso di insolazione o alle intemperie) per evitare che divengano per l'ovvio sovraccarico veri focolai di contaminzione. Anche i luoghi di abbeverata dovrebbero rispondere al medesimo criterio, tenendo conto in più che la tracimazione dell'acqua può creare zone di maggiore umidità (e con erba più appetibile) che accentuerebbero i rischi;

e) *le superfici boscate*. A parte gli allevamenti faunistici che dispongono sempre di superfici boscate pari ad almeno il 60 – 70% dell'area, nessun allevamento – sia piccolo e di modesto respiro sia grande e modernamente organizzato – deve essere privo di almeno 1/3 circa di area boschiva, intendendo per tale – anche qui mi riferisco alla mia esperienza – soprattutto macchia e ceduo piuttosto che l'alto fusto le cui radure possono presentare non diluizioni ma concentrazione delle larve infestanti.

Conclusioni

In chiusura di questa esposizione ci sembra dover ribadire che la verifica sistematica del fenomeno parassitismo – con gli interventi necessari alla sua riduzione al di sotto del limite di resistenza degli animali – debba divenire un criterio ordinario di gestione

delle popolazioni di ungulati selvatici quale che sia la loro situazione di vita. Allevare "selvatici" è una operazione zootecnica nel senso più ampio e non solo appunto tecnologico del termine anche se le risorse che ne vogliamo trarre non sono nutrizionali ma si chiamano equilibrio o valorizzazione del territorio. Ora non c'è dubbio che non si possa fare una corretta zootecnia senza veterinaria e soprattutto non si possa fare una corretta veterinaria se non all'interno della "unica grande zootecnia" intesa come insieme delle conoscenze e delle applicazioni atte alla gestione del mondo animale.

Nel nostro caso specifico è allora bene chiarire che quando il "parassitologo zootecnico" identifica una diffusa e stabile situazione di parassitismo elmintico in cervidi o mufloni o cinghiali e ne sottolinea le possibili conseguenze negative, non intende lanciare un "grido d'allarme" per segnalare un "flagello" in arrivo o in atto. È semplicemente per ricordare (ci riferiamo qui alle elmintiasi gastrointestinali perché più diffuse e più emblematiche dei concetti che veniamo esponendo) che di quel complesso ecosistema costituito dall'insieme dell'apparato digerente e della flora e fauna che in questo apparato hanno trovato da tempo immemorabile la propria nicchia ecologica, fanno parte da tempo immemorabile anche degli organismi animali che realizzano un rapporto simbiotico opportunistico e cioè a solo proprio vantaggio. E come conosciamo tutto o quasi sull'azione di batteri e protozoi utili e sul loro contributo ai processi nutrizionali ed al metabolismo degli animali, così dobbiamo verificare se e fino a che punto i parassiti elmintici interferiscono negativamente con i processi nutrizionali e col metabolismo degli animali colonizzati: e come conosciamo e seguiamo la dinamica delle popolazioni animali oggetto del nostro interesse "zootecnico" così dobbiamo conoscere e seguire la dinamica delle popolazioni parassitarie che su questi animali esercitano il loro potere di colonizzazione e di sfruttamento.

Abbiamo detto che il parassitismo è di fatto un vero e proprio indicatore biologico del grado di correttezza dei rapporti interspecifici e del rapporto animali/ambiente. È per questo che il suo rilevamento nei selvatici in libertà naturale può segnalare efficacemente l'eccessivo restringimento dei territori disponibili, la riduzione degli spazi boschivi e forestali, l'eccesso di antropizzazione, l'indebita commistione con i domestici, il sovraccarico, l'alterazione dell'ecosistema in generale. Quanto ai selvatici allevati, rilevare la situazione di parassitismo significa verificare l'esistenza di tutte quelle situazioni oggettive che possono danneggiare o vanificare i nostri "investimenti" (in termini genetici, nutrizionali, riproduttivi, di tecniche gestionali, prima ancora che in termini economici) per ottenere risorse che non sono soltanto appunto economiche ma non sono neanche soltanto estetizzanti e contemplative.

BIBLIOGRAFIA

AMBROSI M.: Ob. Doc. Vet., 1987, VIII(9), 59
AMBROSI M.: Atti S.I.S. Vet., 1987, XLI, 1195
AMBROSI M.: Comunicaz. XV Congr. Soc. It. Parass., Foggia, 1988
AMBROSI M., MORETTINI B.: Ob. Doc. Vet., 1981, V(1), 59
AMBROSI M., PIERGILI-FIORETTI D., MORETTI A.: Ob. Doc. Vet., 1986, VII(12), 65
AMBROSI M., PIERGILI-FIORETTI D., VALENTINI R.: Ob. Doc. Vet., 1984 V(12), 67
ARRU E., LEONI A., GRIPPA G., CHERCHI S.: Atti S.I.S. Vet., 1987, XLI, 1169
BALBO T., COSTANTINI R., GALLO M.G., LANFRANCHI P.: Parassitologia, 1977, XIX, 59
BALBO T., COSTANTINI R., PERACINO V.:: Parassitologia, 1973, XV, 273
BALDELLI B.: Atti S.I.S. Vet., 1947, I, 89
BELLANI L., MANTOVANI A., MORDENTI A., RESTANI R.: Veter. Ital., 1975, XXV, 469
BIOCCA E., BALBO T., COSTANTINI R., LANFRANCHI P.: Parassitologia, 1981, XXIII, 126
CANCRINI G., PERSIANI A., CORSELLI A., Parassitologia, 1983, XXV, 13.
EUZEBY J.: Folia vet. Lat., 1971, I, 317
EUZEBY J.: Atti Giorn. di Studio "Le elmintiasi nell'allevamento bovino", Brescia, 1982, 33
GENCHI C., BOSSI A., MANFREDI M.T.: Parassitologia, 1985, XXVI, 211
GENCHI C., MANFREDI M.T., RONCAGLIA R., SIOLI R.C., TRALDIG.: Parassitologia, 1982, XXIV, 197
GENCHI C., TRALDI G., RONCAGLIA R., Atti S.I.S. Vet., 1981, XXV, 675
MACCHIONI G., MARCONCINI A., POGLAYEN G., CAPELLI G., AGRIMI V., RAVAIOLI C.: Comunicaz. XV Congr. Soc. It. Parass., Foggia, 1988
MANFREDI M.T., AMBROSI M.:Abs. 13th Conf. World Assoc. Adv. Vet. Paras., Berlin GDR, 1989 (in corso di stampa)
POGLAYEN G., AMBROSI M., CAPELLI G., PIACASTRELLI M.: Abs. 13th Conf. World Assoc. Adv. Veter. Paras., Berlin GDR, 1989 (in corso di stampa)

NOTE

Parte della presente relazione è tratta da analogo intervento effettuato al X° Convegno "Allevamento della selvaggina a scopo alimentare" (1988) e pubblicato sui relativi Atti.

Sull'allevamento degli ungulati selvatici sono apparse numerose relazioni e ricerche originali sugli Atti dei Convegni su "Allevamento della selvaggina scopo alimentare" pubblicati dal 1980 ad oggi dall'Ente di Sviluppo Agricolo per l'Umbria.

Si ringraziano i sigg. Raoul Ceccucci, Giuseppe Gaudenzi e Giorgio Mancini per la loro collaborazione tecnica.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

P. Lanfranchi

PARASSITI E GESTIONE SANITARIA DEL PATRIMONIO FAUNISTICO

Istituto di Patologia Generale Veterinaria
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

In ambito di animali selvatici a vita libera spesso si pongono problemi gestionali legati ai parassiti essendo gli stessi, di fatto, una costante per le diverse specie presenti nei vari habitat. Nonostante questo non sempre ne viene riconosciuta appieno l'importanza e, in particolare, non è unanime la posizione sul significato del parassitismo e sull'opportunità di un suo controllo.

Relativamente al primo punto è indubbio che i parassiti sono parte integrante delle diverse biocenosi. A loro va riconosciuta una precisa posizione nei vari ecosistemi e non vanno certo considerati «semplici distruttori» degli stessi (Valentinčič, 1976). In questo senso possono essere valutati con uno spirito diverso da quanto s'impone in un contesto zootecnico, dove chiaramente è prioritario l'aspetto economico. Anche se la visione tradizionale del parassita che viene ad interferire sulla «fitness» dell'ospite è stata talora messa in discussione (Curio, 1988), non può peraltro essere disconosciuta una situazione di rischio o danno per l'ospite (Anderson, 1978). Certamente, alla luce dei numerosi fattori destabilizzanti che possono interferire nel rapporto parassita-ospite, risulta difficile pensare che esso venga regolato in modo armonico da equilibri naturali in un contesto ad elevata pressione antropica, spesso anche in aree a parco, quale può essere proprio quello nazionale. Per quanto riguarda quindi l'opportunità o meno di un controllo del parassitismo, appare corretto un approccio che ne consenta comunque un attento monitoraggio e già in questa ottica è auspicabile una gestione sanitaria del patrimonio faunistico. Caratteristica basilare della stessa, variamente modulata a seconda del contesto in cui si opera, è quella di evitare per quanto possibile un intervento diretto sugli animali, soprattutto nelle aree a vincolo naturalistico.

Un'analisi del parassitismo nello specifico contesto degli animali selvatici a vita libera, sottolineando in particolare come una diversa formazione culturale possa di volta in volta privilegiare l'aspetto biologico rispetto a quello più strettamente epidemiologico, è stata di recente prospettata da Hudson e Dobson (1988). In questo senso è fondamentale un approccio interdisciplinare per valutare in modo corretto situazioni che, pur presentando aspetti diversi, hanno spesso un'unica matrice. È indicativo a questo proposito come tale esigenza risulti particolarmente sentita in contesti già molto avanzati nella gestione degli animali selvatici, proprio per risolvere in modo sempre più esauriente le varie problematiche (Yuill, 1987; Scott e Dobson, 1989). Senza questo collegamento il rischio è che, pur venendo focalizzati i singoli aspetti di un problema, non ne venga colto il significato nella sua interezza. Un esempio molto calzante è proprio quello del parassitismo anche per il fatto che il suo impatto, in tema di salvaguardia e/o potenziamento di una specie animale, va evidentemente considerato non solo nei confronti del singolo ospite ma dell'intera popolazione. Numerose sono le indicazioni al riguardo, intese

soprattutto a sottolineare come l'azione dei parassiti, a maggior ragione se considerati nella loro accezione più completa ed includendo quindi macro e microparassiti (Anderson e May, 1979), vada valutata a diversi livelli. Può esserci infatti un effetto conclamato, con una mortalità più o meno elevata, ma molto spesso è subletale con interferenze sul metabolismo dell'ospite che possono ripercuotersi sul comportamento, sugli indici riproduttivi e quindi, a livello di popolazione, sulla sua stessa struttura e patrimonio genetico (Holmes, 1982; Yuill, 1987; Dobson, 1988; Scott, 1988).

Un'esemplificazione di come il parassitismo, inteso in questa sede essenzialmente ad eziologia elmintica, possa condizionare la dinamica di una popolazione animale attraverso i meccanismi più diversi, è offerta dai dati relativi a *Trichostrongylus tenuis* nella grouse *(Lagopus lagopus scoticus)*, da tempo studiata in relazione alle sue fluttuazioni cicliche. Innanzitutto va considerato come la mortalità diretta riferibile al nematode sia stata ritenuta insignificante nel causare le ricorrenti contrazioni numeriche di questo tetraonide e come i soggetti morti con elevate infestazioni rappresentassero l'eccedenza della popolazione (Jenkins et al., 1963). Sulla base di un modello di simulazione (Potts et al., 1984), peraltro giudicato incompleto non avendo tenuto in considerazione l'eventualità di larve ipobiotiche (Shaw, 1988), è stato poi ipotizzato che le fluttuazioni fossero da riferirsi agli effetti del parassitismo sul successo riproduttivo della grouse. In effetti è stata riscontrata una correlazione negativa tra grado d'infestazione delle femmine e numero di uova deposte, percentuale di schiusa delle stesse e sopravvivenza dei pulcini (Hudson, 1986a, 1986b). Inoltre è stata ipotizzata un'interferenza del parassita sulla funzionalità dell'intestino cieco con l'eliminazione, durante la cova, di feci a più intensa emanazione, rendendo così i soggetti individuabili con maggior facilità e quindi più esposti alla predazione (Hudson e Dobson, 1988). Relativamente ai maschi, il riscontro delle cariche più elevate nei soggetti senza un proprio territorio (Jenkins et al., 1963) ha fatto vedere nel grado d'infestazione un possibile condizionamento nel competere per lo stesso. Questo comporterebbe l'esclusione dei capi più infestati dagli habitat migliori, con confinamento in aree povere sotto il profilo nutrizionale e conseguente esacerbazione degli effetti stessi del parassitismo (Hudson e Dobson, 1988).

Indubbiamente le indicazioni in tema di parassiti e dinamica di popolazione non sempre concordano con quelle sopra riportate. Ad esempio per *Lepus americanus* non è emersa una prova convincente sul ruolo del parassitismo come fattore limitante (Keith et al., 1985; Keith et al., 1986). Analoghe le conclusioni di un'indagine in *Lepus timidus* su un'eventuale correlazione tra elmintiasi intestinali e condizioni fisiche degli adulti, nonché fertilità delle femmine (Iason e Boag, 1988). Anche in un recente lavoro sul capriolo *(Capreolus capreolus)* non è stata evidenziata una correlazione tra carica parassitaria e alterazioni patologiche (Düwel, 1988) ed altri ancora potrebbero essere gli esempi. Prescindendo dal fatto che questo tipo di conclusioni in qualche caso (Keith et al., 1985) non sono unanimemente condivise per l'impostazione stessa del lavoro (Dobson, 1988), è evidente come la non concordanza delle diverse esperienze maturate sull'impatto dei parassiti possa creare incertezze anche sotto il profilo gestionale. D'altra parte può essere difficile definire il reale impatto di agenti patogeni la cui azione, spesso sub-clinica, non necessariamente presenta un carattere assoluto, ma è piuttosto condizionata dall'interazione di più fattori predisponenti, non sempre noti, costanti e prevedibili (Lanfranchi e Rossi, 1987). Il rapporto parassita-ospite può risultare quindi facilmente mutevole e in questo senso, a seconda del momento in cui viene studiato, possono essere in parte spiegate le diverse conclusioni di cui sopra. Le stesse difficoltà ad acquisire dati sperimentali nello specifico contesto degli animali selvatici a vita libera non aiutano certo a far

chiarezza. Lavori teorici peraltro provano che, anche nel caso non si possa quantizzare l'effetto di un parassita, la sua stessa presenza potrà debilitare in una qualche misura la popolazione ospite (Anderson e May, 1978; May e Anderson, 1978). Tali assunti, pur supportati da prove di laboratorio (Scott, 1987; Scott e Lewis, 1987), non sempre sono verificabili nelle condizioni di campo. In questo senso, proprio per una corretta analisi del rapporto parassita-ospite anche ai fini gestionali, si avverte oggi l'esigenza di definire lo stato di salute dell'ospite nel suo ambiente naturale sulla base di oggettivi parametri fisiopatologici. Spesso invece, soprattutto nel passato, l'azione del parassita è stata sottovalutata o non riconosciuta affatto, accentrando l'attenzione sulle concause che possono interagire nel rapporto parassita-ospite (fattori ambientali, ecc.), forse anche perché di più immediato riscontro. Così è spesso l'alimentazione ad essere considerata il fattore primario, come ad esempio in uno studio sul possibile ruolo dei parassiti nella competizione tra stambecco *(Capra ibex)* e camoscio *(Rupicapra rupicapra)*, a scapito di quest'ultimo (Schröder e Kofler, 1985). In assenza di mortalità (evenienza peraltro non certo frequente in questo tipo di patologia) e nella difficoltà di valutare le conseguenze del parassitismo sugli indici riproduttivi, solo per l'accertata competizione alimentare tra le due specie, viene di fatto attribuita una maggior importanza all'aspetto nutrizionale. In un'esperienza analoga peraltro, nel valutare la competizione del cervo sika *(Cervus nippon)* a scapito di quello a coda bianca *(Odocoileus virginianus)*, nonostante la documentata interferenza alimentare, il successo del primo è riferito ad una diversa recettività ai parassiti (Davidson e Crow, 1983).

È ovvio che dalle suddette esperienze non si vuole trarre un giudizio assoluto, tanto più che in natura ogni situazione è per certi aspetti un capitolo a sé e quindi, a maggior ragione, può già non essere corretto confrontare esperienze maturate in contesti così diversi quali quelli citati. Il riferimento ad esse fondamentalmente è per ribadire come in tema di parassiti e dinamica di popolazione l'approccio migliore sia forse quello di una valutazione d'insieme. Infatti, pur non ponendo certo in discussione il ruolo basilare dell'alimentazione nel rapporto parassita-ospite (spesso è proprio una carenza nutrizionale a scatenare l'evento conclamato!), va considerato come nell'analisi delle diverse componenti che lo definiscono possa anche innescarsi una sorta di circolo vizioso. Inoltre, dato che la regolazione delle popolazioni animali nella gran parte dei casi non è attribuibile ad un singolo fattore (May, 1983), al limite potrebbe risultare «dispersivo» voler accertare se una situazione sia riferibile ad una diminuita resistenza al parassitismo perché gli animali sono malnutriti, piuttosto che debilitati dal parassita. Senz'altro è difficile valutare separatamente le diverse componenti che interagiscono nel rapporto parassita-ospite, quando ciascuna di esse ne è parte integrante, se lo si vuole interpretare nella sua completezza, quale risultante di fattori che hanno agito a monte. Infatti sarebbe incompleto un discorso sui parassiti in tema di animali selvatici a vita libera finalizzato solo a definirne l'azione patogena essendo degli eccellenti indicatori biologici per la stretta dipendenza all'ambiente in cui evolvono, sia nella fase endogena a livello di ospite, sia in quella esogena nell'ambiente esterno. In questo senso i parassiti possono essere assunti come attendibile espressione del grado di correttezza dei diversi rapporti intra ed interspecifici, nei confronti anche delle fonti nutrizionali e dei meccanismi di controllo immunitario (Ambrosi, 1988; Pallante et al., 1985).

In sostanza duplice è il significato dei parassiti in ambito gestionale. Oltre a quello intrinseco alla loro azione patogena, con un impatto più o meno evidente sulla dinamica di popolazione, e al di là del fatto che di volta in volta possano essere la causa o la conseguenza di una determinata situazione, essi possono consentire una valutazione

d'insieme dello stato sanitario. In particolare dallo studio di macroparassiti a ciclo diretto, quali gli elminti, sono pure ricavabili indicazioni sullo stato immunitario dell'ospite e quindi, indirettamente, sulle sue difese nei confronti anche di microparassiti. Questo aspetto può avere una sua specifica importanza pratica considerando che spesso virus e batteri presentano un andamento più difficilmente studiabile rispetto agli elminti. Anche da qui l'esigenza gestionale di un'analisi del rapporto parassita-ospite secondo precisi parametri, applicabili alle condizioni di campo.

È evidente a questo proposito il limite di una osservazione diretta su animali liberi, anche se di dimensioni ragguardevoli quali i ruminanti, in particolare nel caso di soggetti in condizioni fisiche «intermedie» (Dean e Thorne, 1982). Il supporto di un'indagine sperimentale risulta quindi indispensabile. Sotto questo aspetto la copromicroscopia è un valido strumento per parassiti gastrointestinali e polmonari, tenuto conto anche della facilità di raccolta del materiale. Peraltro le indicazioni che ne scaturiscono non hanno un valore assoluto, in quanto non sempre c'è una precisa corrispondenza tra carica presente e forme di eliminazione (Presidente 1984a e 1984b; Madonna e Traldi, 1989), con la possibilità addirittura di false negatività. Relativamente poi agli accertamenti necroscopici essi permettono un riscontro non solo del quadro parassitario, ma anche dello stato fisico dell'animale in generale, secondo oggettivi parametri di valutazione (Artois, 1987; Onderscheka e Tataruch, 1987). Una raccolta regolare di questi dati consente negli anni l'elaborazione di preziose serie storiche con una definizione sempre più precisa del problema nello specifico contesto in cui si opera. Questo aspetto assume un significato particolare in considerazione del fatto che le misure gestionali spesso derivano da osservazioni limitate nel tempo o effettuate in altri contesti e che, quindi, possono non essere sufficientemente rappresentative della realtà esaminata. Va inoltre tenuto conto che la gran parte degli accertamenti, almeno nelle zone a parco, viene effettuata su animali rinvenuti morti, con un rapporto parassita-ospite quindi verosimilmente già compromesso in cui può essere difficile definire il ruolo giocato dai diversi agenti patogeni. La valutazione che ne scaturisce può inoltre risultare tardiva rispetto all'esigenza gestionale di una diagnosi più precoce possibile. Ancora va aggiunto come di norma, almeno nel contesto alpino, si tratti di soggetti venuti a morte nel tardo inverno-inizio primavera. Le indicazioni che se ne traggono quindi, seppure importanti perché relative alla stagione più cruciale dell'anno, non consentono di indagare su altri momenti molto delicati ai fini della dinamica di popolazione, quali la gravidanza e l'allattamento. Ad esempio uno studio in questo senso su femmine adulte di *Ovis canadensis* ha evidenziato addirittura un maggior «costo» riproduttivo, traducibile anche in termini di ridotte difese immunitarie a cui tra l'altro corrispondeva una più elevata eliminazione di larve di *Protostrongylus* sp., a seconda che i loro piccoli fossero maschi o femmine (Festa-Bianchet, 1989).

Le precisazioni di cui sopra non vanno intese ovviamente come una remora alle indagini copromicroscopiche e necroscopiche che, oltre a tutto, di norma sono gli unici strumenti diagnostici a disposizione. Piuttosto vogliono servire per un utilizzo ottimale ai fini gestionali di esami che, proprio perché basilari per una diagnosi di certezza, andrebbero effettuati di routine.

Per quanto riguarda poi più specificamente una valutazione del parassitismo a livello di popolazione, uno dei metodi «classici» per i ruminanti si basa sul conteggio dei nematodi abomasali che, assunto quale espressione della biomassa presente, viene correlato alla capacità di carico dell'ambiente (Eve e Kellog, 1977). Peraltro anche in questo caso trattasi di indicazioni relative, dal momento che il numero dei parassiti, a parità

di biomassa, può variare in rapporto ad esempio a fattori stagionali, età e sesso dell'animale (Demarais et al., 1983). In considerazione poi all'eventualità di larve ipobiotiche nella mucosa abomasale (Gibbs, 1986; Munro, 1988) ed alla loro possibile interferenza sul metabolismo dell'ospite, è evidente che una corretta valutazione della carica parassitaria non può limitarsi, almeno in alcuni periodi dell'anno, a considerare solo le forme adulte. Nel complesso emerge quindi la necessità di criteri di valutazione in grado d'integrare adeguatamente tra loro i diversi dati per definire sempre meglio il rapporto parassita-ospite, anche in chiave predittiva e quindi di estrema utilità ai fini gestionali.

Su un piano più generale è evidente che l'approccio diagnostico in tema di animali a vita libera non può limitarsi a registrare un evento, ma deve cercare di inquadrarlo nei suoi diversi aspetti. In questo senso può rilevarsi anche utile un'indagine in chiave ecologica, proprio per la stretta dipendenza dei parassiti all'ambiente in cui essi evolvono. In Scozia ad esempio è stato visto come *Ixodes ricinus*, i cui stadi larvali danno mortalità nella grouse (Duncan et al., 1978), aumenti con il diffondersi nella brughiera della felce aquilina (*Pteridium aquilinum*) che offre un habitat più favorevole al ciclo biologico della zecca (Hudson, 1985 e 1987).

Un altro tipo di informazioni che possono scaturire dallo studio dei parassiti, sempre intesi come indicatori biologici, sono quelle relative ai rapporti interspecifici. Numerosi sono infatti gli agenti patogeni che nel proprio ciclo biologico possono coinvolgere più specie animali, anche distanti nella scala zoologica. Tale evenienza sul piano gestionale ha un suo preciso riscontro anche per possibili problematiche sanitarie tra patrimonio faunistico e zootecnico (Lanfranchi, 1985) e, in questo senso, nel contesto alpino italiano sono state studiate alcune situazioni di specifico interesse. Ad esempio, in relazione all'interscambio di nematodi gastro-intestinali tra ruminanti selvatici e domestici (Balbo et. al., 1978; Genchi et al., 1984, Genchi et al., 1985) sembra emergere una maggior «corrispondenza», e quindi un rischio più elevato, se l'interazione è tra *Bovidae*, come nel caso di camoscio, stambecco, pecora e capra (Rossi et al., 1985), rispetto a quando è tra *Cervidae* e *Bovidae*, come tra cervo e bovino (Lanfranchi et al., 1985). Peraltro, oltre alla diversa recettività d'ospite, vanno considerati altri fattori, quali ad esempio la dinamica della contaminazione larvale dei pascoli, in relazione al momento del loro utilizzo da parte delle diverse specie animali (Lanfranchi e Rossi, 1988). In tema di interferenze tra animali selvatici e domestici vanno altresì considerati i parassiti a ciclo indiretto, quali sarcosporidi e cestodi, con il coinvolgimento di ospiti intermedi e definitivi. Ad esempio *Sarcocystis* sp., la cui problematica investe per diversi aspetti il patrimonio faunistico (Balbo et al., 1984), è stato sperimentalmente trasmesso dallo stambecco alla pecora ed alla capra (Balbo et al., 1988), nonché dal muflone (*Ovis musimon*) e dal camoscio ad ovini e caprini (Rossi et al., 1988), con il cane quale ospite definitivo. È evidente come sul piano gestionale vada tenuto presente il coinvolgimento in natura anche di altri ospiti definitivi, come accertato ad esempio per la volte (*Vulpes vulpes*) nella sarcosporidiosi dello stambecco (Biocca et al., 1975).

Numerosi altri ancora potrebbero essere gli esempi di interrelazioni parassitarie tra specie animali diverse. Peraltro, ai fini pratici, può essere più interessante puntualizzare come in questi casi vada anche definito il ruolo giocato dai vari ospiti coinvolti nel ciclo biologico di un parassita. Una corretta interpretazione può non essere facile soprattutto con specie animali strettamente affini, anche perché non sempre è noto se il

riscontro nei selvatici di parassiti «propri» dei domestici sia preesistente o dovuto invece all'antropizzazione dell'ambiente (Arru, 1983). È evidente l'implicazione anche gestionale di questi aspetti e l'esigenza quindi di acquisire via via nuovi elementi di valutazione. Già la stessa identificazione dei parassiti, basilare per un quadro epidemologico preciso, comporta talora problemi. Per gli elminti è emblematico l'esempio della sottofamiglia Ostertagiinae, con specie molto diffuse tra gli animali selvatici e la cui classificazione continua ad essere un problema non completamente risolto (Drózdz, 1965; Lichtenfels et al., 1988; Durette-Desset, 1989). Di specifico interesse gestionale il fatto che alcune caratteristiche morfologiche ritenute specie-specifiche, potrebbero essere l'espressione dell'adattamento di uno stesso parassita a mutate condizioni ambientali (Kotrlá e Kotrlý, 1980). Peraltro per *Trichinella* sp. l'analisi isoenzimatica ha consentito l'evidenziazione di 4 differenti genotipi (Pozio et al., 1987). In sostanza, proprio grazie anche al supporto delle sempre più sofisticate tecniche di laboratorio (sistemi gene-enzima, sonde DNA, ecc.), non è escluso che di alcuni parassiti possa essere rivista l'attuale classificazione. Al di là dell'aspetto sistematico, questo potrebbe comportare una «rivisitazione» di quella che è ritenuta la loro specie-specificità, con eventuali conseguenze anche sul piano gestionale.

Ancora va tenuta presente la possibilità di nuove associazioni parassita-ospite, come ad esempio nel caso di *Nematodirus rupicaprae*, descritto per la prima volta nel camoscio e nello stambecco (Biocca et al., 1982) e successivamente rinvenuto nel capriolo (Genchi et al., 1988). Tale riscontro, stante la progressiva ricolonizzazione della media e bassa montagna da parte del camoscio (Rossi et al., 1987), potrebbe anche essere conseguente alla compenetrazione del suo areale con quello del cervide. Analoga ipotesi potrebbe essere formulata per *Varestrongylus capreoli*, nematode polmonare inizialmente descritto nel capriolo (Boev, 1975) e poi anche nel camoscio (Manfredi e Mohamed, 1989).

Dalle diverse esemplificazioni riportate emerge come il parassitismo in ambito di patrimonio faunistico comporti un insieme di problematiche la cui definizione, premessa basilare per un qualsiasi intervento gestionale, è perseguibile solo attraverso un attento monitoraggio sanitario. Tale rilevamento andrebbe attuato in forma continuativa, anche in assenza di emergenze epidemiologiche. In particolare nelle aree a vincolo protettivo assoluto, l'eventuale scelta gestionale di «non intervento» non può certo tradursi in un atteggiamento passivo, ma in ogni caso i diversi eventi vanno studiati attentamente. A tal fine, per una sempre più puntuale definizione della dinamica di popolazione, oltre alle indagini di cui sopra, può essere utile valutare il successo riproduttivo in rapporto alla biomassa presente (Meneguz et al., 1989), unitamente ad indagini sierologiche su microparassiti in grado di determinare aborti e mortalità neonatale (Tolari et al., 1990). Inoltre potrebbe ravvedersi la necessità di catturare, o anche di abbattere, alcuni soggetti per gli opportuni accertamenti. Partendo poi dal presupposto che nello specifico contesto degli animali selvatici a vita libera è quanto mai auspicabile prevenire l'episodio morboso, non potendo contare su un loro controllo diretto, vanno evitate le situazioni «a rischio». Sotto il profilo epidemiologico spesso queste si innescano in contesti caratterizzati da una biomassa che supera la capacità di carico del territorio. Un altro fattore di rischio notevole è rappresentato dalla diffusione in un determinato ambiente di parassiti «nuovi» che possono risultare particolarmente patogeni per le popolazioni autoctone recettive e non esposte ad essi in precedenza.

Il problema di una elevata biomassa spesso assume un'importanza particolare con gli ungulati, specie animali generalmente oggi in forte aumento e di cui alcune anche con abitudini gregarie, all'interno di aree protette, quali i Parchi Nazionali. Infatti,

essendo esclusa in linea di principio al loro interno l'attività venatoria (Perco, 1985) e mancando spesso una naturale dispersione degli animali negli areali limitrofi, si può raggiungere un carico eccessivo. È noto peraltro come la trasmissione di macro e microparassiti sia densità-dipendente (Anderson, 1982) e come proprio situazioni di sovraffollamento possano sconvolgere la focalità naturale di un agente patogeno (Balbo, 1985). Ad esempio nel Parco Nazionale Gran Paradiso si sono registrate mortalità nel camoscio fino ad oltre il 30% degli effettivi in inverni particolarmente rigidi (Peracino e Bassano 1987). È evidente come in emergenze del genere occorra innanzitutto coerenza con le scelte iniziali, anche perché eventuali interventi invocati di fronte all'episodio clamoroso, spesso espressione di una situazione ormai degenerata (Valentinčič, 1965), oltre che tardivi, rischierebbero di essere dei palliativi. Peraltro il rischio intrinseco ad una protezione assoluta e protratta nel tempo di popolazioni animali la cui biomassa è eccessiva rispetto alla capacità di carico dell'ambiente, non è tanto legato alla possibile mortalità in quanto tale, ma al fatto che particolari emergenze epidemiologiche causino una riduzione numerica tale da comportare un'incapacità di ripresa delle popolazioni stesse. Una tale evenienza potrebbe spiegare alcune attuali situazioni di precario equilibrio, proprio come conseguenza di episodi morbosi che nel passato sono sfuggiti all'osservazione. Nel complesso non potendo prevedere a priori l'evoluzione degli agenti patogeni, il demandare ad essi la regolazione della dinamica di popolazione, soprattutto con specie animali già in precario equilibrio, suscita perplessità, proprio in un'ottica protezionistica. D'altra parte un effettivo controllo della biomassa di animali a vita libera non sembra oggi perseguibile in ambito nazionale attraverso i predatori, alla luce anche di esperienze maturate in contesti ottimali sotto questo aspetto (McCarthy et al., 1989). In particolare la lince *(Linx linx)*, il cui ritorno nel contesto alpino è più che mai da sostenersi sul piano naturalistico ed estetico-culturale, non è ritenuta in grado di regolare efficacemente elevata densità di ungulati (Wotschikowsky, 1989). Anche la possibilità di catturare animali di trasferire in altri areali non lascia intravedere in prospettiva una reale soluzione al problema, oltre a tutto venendo spesso a riproporsi nei nuovi insediamenti le stesse problematiche iniziali. Infine la possibilità di controllare popolazioni di ruminanti selvatici con l'impiego di sostanze ormonali, come ad esempio proposto (Foster, 1982) per la capra delle nevi *(Oreamnos americanus)* nell'Olympic National Park, suscita perplessità di vario genere, in primo luogo sul piano etico.

È proprio sulla base anche di queste considerazioni che a livello operativo non appare corretto intervenire con foraggio o mangime nei momenti critici, peraltro spesso riconducibili ad una eccessiva biomassa. Infatti, prescindendo dalle possibili complicazioni di ordine fisiopatologico sugli animali, si favorisce il mantenimento di una situazione già non corretta. Inopportuna appare anche la distribuzione di sale, spesso effettuata per facilitare operazioni di sorveglianza e di censimento dei ruminanti selvatici, in quanto attirando gli animali in punti fissi si possono creare situazioni a rischio. È interessante a questo proposito quanto osservato con camosci e cervi nel Gran Bosco di Salbertrand (TO) e con stambecchi nel Parco Nazionale Svizzero dove, nonostante le «saline» siano state disattivate da alcuni anni, gli animali continuano a frequentarle (Meneguz, 1989; Luzi, 1989). Sono evidenti le possibili conseguenze di questo utilizzo protratto nel tempo in caso di epidemie, anche sospendendo la distribuzione di sale al loro insorgere.

Un'altra misura gestionale spesso dibattuta è quella relativa al controllo dei parassiti ricorrendo a farmaci che in natura possono essere somministrati ad esempio attraverso pellets o blocchi di sali minerali. Esperienze di trattamenti antielmintici nei ruminanti

sono maturate anche in ambito nazionale, peraltro sempre in ambienti recintati (Ambrosi 1987; Balbo et al., 1983; Poglayen et al., 1981). Di recente è stata segnalata addirittura la possibilità di «sparare» a distanza un prodotto antiparassitario inglobandolo in particolari proiettili biodegradabili (Thorne, 1989). Senz'altro l'utilizzo di farmaci consente un controllo efficace di molte parassitosi con risultati che, in linea immediata, possono anche lusingare. Per contro va considerata l'opportunità ad intervenire su animali che vogliamo considerare «selvatici», con le stesse modalità adottate in condizioni di allevamento o in generale con quelli domestici. Oltre all'aspetto etico (Valentinčič, 1965), va attentamente valutato il rischio che, analogamente a quanto noto per gli animali domestici (Waller, 1987), si instaurino nel tempo forme di resistenza ai farmaci. In linea di principio appare quindi non corretto l'intervento farmacologico su animali a vita libera, sulla base anche di quanto già detto per il foraggiamento. Un atteggiamento diverso potrà essere eventualmente preso in considerazione di fronte a particolari situazioni epidemiologiche, a maggior ragione nel caso di macro o microparassiti d'interesse zoonosico. L'esempio più significativo in questo senso può essere quello della vaccinazione per via orale delle volpi nel controllo della rabbia silvestre (Biocca e Bellani, 1988). Pure opportuno appare un trattamento terapeutico e/o profilattico degli animali destinati a reintroduzioni e ripopolamenti, sulla base anche di una specifica etica sanitaria (Balbo e Lanfranchi, 1976). Infatti, oltre ad aumentare le probabilità di successo delle operazioni stesse per il benefico effetto sui soggetti trattati, si riduce verosimilmente la possibilità di diffondere agenti patogeni che, come già detto, rappresenta un altro momento a rischio. Anche nell'ipotesi che il trattamento venisse ad interferire sullo stato di premunizione degli animali, sul piano naturalistico il rischio appare meno grave rispetto alla possibilità che nei nuovi areali si inneschino meccanismi epidemiologici con ripercussioni anche a lungo termine. Diversi sono gli esempi a questo proposito (Holmes, 1982; May, 1983; Samuel, 1987) e molto significativo a livello nazionale è quello di *Fascioloides magna* che dal suo arrivo nell'attuale Parco La Mandria (TO) con alcuni wapiti *(Cervus canadensis)*, importati dal Nord America il secolo scorso (Comba, 1872), ha creato problemi (Bassi, 1875; Balbo et al., 1989). Se in questo caso c'è evidentemente l'attenuante dell'epoca in cui è avvenuta l'operazione, risulta senz'altro più difficile accettare come ancora oggi reintroduzioni e ripopolamenti vengano troppo spesso condotti con la stessa noncuranza.

Sempre al fine di non facilitare la diffusione di parassiti è pure opportuno intervenire sugli animali domestici quando frequentino aree con presenza di selvatici, in considerazione anche del fatto che spesso è proprio nei primi, ovini in particolare, che si riscontrano le cariche più elevate. Queste operazioni vanno evidentemente condotte con scrupolosità, intervenendo non solo sui ruminanti ma anche sui cani al seguito, per il ruolo epidemiologico che possono assumere nella diffusione di taluni agenti patogeni. In modo analogo potrebbe ravvedersi anche l'opportunità di trattare eventuale pollame per la protezione dei galliformi selvatici presenti negli areali degli alpeggi. Peraltro gli animali domestici possono servire come «traccia» di parassiti presenti nel patrimonio faunistico. Il problema rientra comunque in un discorso più complesso che, in particolare, può sollevare divergenze sulla scelta gestionale di consentire in zone protette l'accesso a bovini e, soprattutto, a piccoli ruminanti. Certamente sul piano naturalistico qualsiasi interferenza antropica è negativa, a maggior ragione se, come in questo caso, può comportare rischi per il patrimonio faunistico. D'altra parte va considerato che, sotto l'aspetto sanitario, adeguate misure di controllo e profilassi sui domestici offrono concrete garanzie. Ad esempio il trattamento antielmintico di ovini prima della monticazione ha comportato una netta

diminuzione della carica larvale su pascoli utilizzati anche da camosci e mufloni (Rossi, 1990). Va inoltre tenuto presente che in alcuni contesti la qualità dei pascoli è risultata positivamente correlata alla presenza di specie domestiche, con un beneficio quindi anche per quelle selvatiche, come ad esempio osservato in Scozia per l'associazione bovino-cervo (Clutton-Brock e Albon, 1989). Gli stessi Autori riferiscono inoltre di un probabile migliore utilizzo dei pascoli quando vengono frequentati da ovini e cervi. È interessante anche quanto osservato circa una correlazione positiva tra presenza di ovini e dinamica di popolazione della coturnice *(Alectoris graeca saxatilis)*, come ancora recentemente riferito per alcune vallate delle Alpi Occidentali (Perrone, 1990). È evidente l'interesse gestionale di questo argomento, anche se purtroppo manca ancora una base sperimentale per una sua analisi oggettiva. Al di là comunque di una valutazione strettamente tecnica, va considerato come attività zootecniche tradizionali, quali appunto la monticazione, condotte in modo corretto, comportino un impatto ambientale verosimilmente inferiore ad altre forme di utilizzo del territorio che, come l'attività turistica, facilmente oggi si innescano in zone d'interesse naturalistico. Nel complesso quindi non sembra opportuno escludere a priori la zootecnia da queste aree, dovendo molto spesso far conciliare le diverse esigenze di una fruizione «multipla» in un contesto fortemente antropizzato, quale è proprio quello nazionale. Una scelta corretta potrà essere presa di volta in volta in base al grado di interazione fra le specie, domestiche e selvatiche, che vengono a trovarsi su areali comuni ed alla biomassa complessiva rispetto alla capacità di carico del territorio. Garantiti quindi sul piano epidemiologico, la non preclusione della zootecnia potrebbe aiutare anche a superare alcune delle conflittualità che possono sorgere tra le diverse componenti sociali coinvolte nella fruizione di aree protette.

Relativamente a quest'ultimo punto con facilità può innescarsi «un conflitto tra la necessità morale di conservare il patrimonio faunistico e la necessità umana di controllare la malattia» (Edwards e McDonnell, 1982), a maggior ragione se questa coinvolge il patrimonio zootecnico quando non addirittura l'uomo stesso. Sempre attuale è l'affermazione di Jansen (1965) secondo cui la mente umana è capace di sottovalutare o di sopravalutare l'importanza ed il significato delle malattie degli animali selvatici, il che, in entrambi i casi, può comportare provvedimenti inadeguati o eccessivamente costosi. Peraltro c'è la possibilità che indicazioni tecniche, suffragate da una precisa documentazione scientifica, restino delle enunciazioni non venendo recepite a livello politico nel timore di suscitare reazioni emozionali in una certa parte dell'opinione pubblica (Lanfranchi et al., 1985). Le ripercussioni di tale condizionamento assumono un significato da non sottovalutarsi nell'attuale contesto sociale sempre più sensibile ai problemi ambientali. D'altra parte, stante il continuo dilagare dell'attività umana, si assiste ad una progressiva riduzione e frammentazione degli areali ad affettiva disposizione degli animali selvatici. Questo potrebbe da un lato comportare un ulteriore aggravamento per le specie già in precario equilibrio biologico, dall'altro un accentuamento delle situazioni di sovraffollamento per quelle con un buon successo riproduttivo. Nel complesso sul piano epidemiologico non sembra potersi escludere l'ipotesi che si stia evolvendo verso situazioni di sempre maggior rischio. Di qui la necessità di evitare per lo meno gli errori più grossolani che con troppa facilità continuano ad essere perpetuati. Spesso purtroppo non viene prestata la dovuta attenzione, persistendo, come sottolineato da Thorne (1982) e Robinson e Bolen (1984), il preconcetto che contro gli agenti patogeni degli animali selvatici a vita libera non si possa fare nulla e che gli episodi morbosi siano «sfortune» spiacevoli, ma non gestibili. Questo atteggiamento appare ancora più grave stante la continua

acquisizione di dati sperimentali che, grazie anche a metodologie e tecnologie via via più sofisticate e specifiche, consentono un'operatività sempre più rispondente alle finalità gestionali. Anche su questa base la Società di oggi, già responsabile di gravi danni alla natura, ha il dovere, al di là delle facili enunciazioni, di impegnarsi concretamente per assicurare un duraturo benessere al patrimonio faunistico.

BIBLIOGRAFIA

Ambrosi M. (1987) - *Controlli di routine e trattamenti strategici per gli elminti negli allevamenti di daini.* Obiettivi e Documenti Veterinari, 59-64.

Ambrosi M. (1988) - *Elmintiasi degli ungulati selvatici: problema biologico o di allevamento?* Atti «X Convegno Gruppo di Studio per Allevamenti di Selvaggina», Bastia Umbra, 15-16 aprile 1988, pagg. 49-59.

Anderson R.M. (1978) - *The regulation of host population growth by parasitic species.* Parasitology, 76, 119-157.

Anderson R.M. (1982) - *Epidemiology.* In «Modern Parasitology», Blackwell Scientific Publications, Londra, pagg. 204-251.

Anderson R.M. e May R.M. (1978) - *Regulation and stability of host-parasite population interactions. I. Regulatory processes.* Journal od Animal Ecology, 47, 219-247.

Anderson R.M. e May R.M. (1979) - *Population biology of infectious diseases. Part. I.* Nature, 280, 361-367.

Arru E. (1983) - *Ruolo dell'ambiente silvestre quale riserva di parassiti.* Parassitologia, 25, 179-183.

Artois M. (1987) - *Les indices de santé de condition physique.* In «Faune sauvage d'Europe», Informations Techniques des Services Vétérinaires, Ministère de l'Agriculture, Parigi, pagg. 347-357.

Balbo T. (1985) - *Interrelazioni esistenti tra densità e focalità naturale degli agenti patogeni.* Atti «Simposio Internaz. sulla cheratocongiuntivite del camoscio», Vercelli-Varallo Sesia, 30 novembre - 2 dicembre 1982, ed. a cura Cattedra di Malattie Parassitarie dell'Università di Torino, pagg. 113-117.

Balbo, T., Costantini R. e Lanfranchi P. (1984) - *Sarcosporidiosis in domestic and wild animals in Italy and remarks on the significance of parasitosis for veterinary science.* In «Report Commission for the European Communities - Eur 8900», pagg. 73-94.

Balbo T., Costantini R., Lanfranchi P. e Gallo M.G. (1978) - *Raffronto comparativo della diffusione dei nematodi gastro-intestinali nei ruminanti domestici* (Ovis aries e Capra hircus) e nei ruminanti selvatici (Capra ibex e Rupicapra rupicapra) delle Alpi Occidentali. Parassitologia, 20, 131-137.

Balbo T. e Lanfranchi P. (1976) - *Considerazioni di ordine sanitario inerenti le operazioni di reintroduzione e di ripopolamento.* Atti seminario «Reintroduzioni: tecniche ed etica», Roma, 29-30 giugno 1976, ed. a cura World Wildlife Found, pagg. 21-29.

Balbo T., Lanfranchi P., Rossi L. e Meneguz P.G. (1983) - *Health management of a red deer population infected by* Fascioloides magna (Bassi, 1875) Ward, 1917. Atti «XVIth International Congress of Game Biologists», Strbske Pleso (CS), 25 settembre - 2 ottobre 1983, vol. I., pagg. 128-136.

Balbo T., Rossi L., Lanfranchi P., Meneguz P.G., De Meneghi D. e Canese M.G. (1988) - *Experimental transmission of a sarcosporidian from alpine ibex to domestic sheep and goats.* Parassitologia, 30, 241-247.

Balbo T., Rossi L. e Meneguz P.G. (1989) - *Integrated control of* Fascioloides magna *infection in Northern Italy.* Parassitologia, 31, 137-144.

BASSI R. (1875) - *Sulla cachessia ittero-verminosa, o marciaia dei Cervi, causata dal Distomum magnum.* Il Medico Veterinario, serie-quarta-anno quarto, 497-515.

BIOCCA E., BALBO T. E COSTANTINI R. (1982) - *Su due nuove specie del genere* Nematodirus *parassiti di stambecchi e camosci:* Nematodirus ibicis sp. n. e Nematodirus rupicaprae sp. n. Parassitologia, 24, 129-138.

BIOCCA E., BALBO T., GUARDA F. E COSTANTINI R. (1975) - *L'importanza della volpe* (Vulpes vulpes) *nella trasmissione della sarcosporidiosi nello stambecco* (Capra ibex) *nel Parco Nazionale Gran Paradiso.* Parassitologia, 17, 17-24.

BIOCCA E. E BELLANI L. (1988) - *La vaccinazione orale nel controllo della rabbia silvestre.* Parassitologia 30, 3-12.

BOEV S.N. (1975) - *Principles of nematodology. Vol. XXV Protostrongylidae, Osnony Nematodologii,* ed. K.M. Rjzhikov, Moscow.

CLUTTON-BROCK T.H. E ALBON S.D. (1989) - *Feeding behaviour and habitat use.* In «Red deer in the Highlands», BSP Professional Books, Oxford, pagg. 78-111.

COMBA B. (1872) - *Su due nuove acclimatazioni nel Regio Parco della Mandria.* Tip. Vercellino, Torino, 1-31.

CURIO E. (1988) - *Behavior and parasitism.* In «Parasitology in focus», Springer-Verlag, Berlino, pagg. 149-160.

DAVIDSON W.R. E CROW C.B. (1983) - *Parasites, diseases, and health status of sympatric populations of sika deer and white-tailed deer in Maryland and Virginia.* J. Wild. Dis., 19, 345-348.

DEAN R.E. E THORNE E.T. (1982) - *Starvation in wild ruminants.* In «Diseases of Wildlife in Wyoming», II edizione a cura del «Wyoming Game & Fish Departement, pagg. 274-280.

DEMARAIS S., JACOBSON H.A. E GUYNN D.C. (1983) - *Abomasal parasites as a health index for white-tailed deer in Mississipi.* J. Wildl Manage., 47, 247-252.

DOBSON A.P. (1988) - *The population biology of parasite-induced changes in host behavior.* The Quarterly Rewiew of Biology, 63, 139-165.

DRÓZDZ J. (1965) - *Studies on helminths and helminthiases in* Cervidae. *I. Revision of the subfamily* Ostertagiinae *Sarwar, 1956 and an attempt to explain the phylogenesis of its representatives.* Acta Parasitol. Polonica, 13, 445-481.

DUNCAN J.S., REID H.W., MOSS R., PHILIPPS J.D.P. E WATSON A. (1978) - *Ticks, louping ill and red grouse on mors in Speyside, Scotland.* J. Wildl. Manage., 42, 500-505.

DURETTE DESSET M.C. (1989) - *Nomenclature proposée pour les espèces décrites dans la sous-famille des Ostertagiinae Lopez Neyra, 1947.* Ann. Parasitol. Hum. Comp. 64, 356-373.

DÜWEL D. (1988) - *Wurmbefall bei rehen* (Capreolus capreolus) - *Diagnostik und Befallsintensität aus mehreren Jahren.* Atti «Erkrankungen der Zooterie. Verhandlungsbericht des 30. Internat. Symposiums über die Erkrankungen der Zooterie, Sofia, 11-15 maggio 1988, Akademie-Verlag-Berlin, pagg. 153-160.

EDWARDS M.A. E MCDONNEL U. (1982) - *In «Animal disease in relation to animal conservation»,* Atti Simposio n. 50 della Zoological Society di Londra, Academic Press.

EVE J.H. E KELLOGG F.E. (1977) - *Management implications of abomasal parasites in southeastern white-tailed deer.* J. Wildl Manage., 41, 169-177.

FESTA-BIANCHET M. (1989) - *Individual differences, parasites, and the costs of reproduction for bighorn ewes* (Ovis canadensis). Journal of Animal Ecology, 58, 785-795.

FOSTER J.W. (1982) - *Fertility control in female Rocky mountain goats in Olympic National Park.* Documento dell'«Olympic National Park» (Washington).

GENCHI C., BOSSI A. E MANFREDI M.T. (1985) - *Gastrointestinal nematode infections in wild ruminants* Rupicapra rupicapra *and* Dama dama: *influence of density and cohabitation with domestic ruminants.* Parassitologia, 27, 211-223.

GENCHI C., MANFREDI M.T. E BOSSI A. (1984) - *Les infestations par les strongles digestivs sur les pâturages de haute montagne: interaction entre la chèvre et le chamois.* Les colloques de l'INRA, 28, 501-505.

GENCHI C., MANFREDI M.T. E PALLANTE G. (1988) - *Elmintofauna gastro-intestinale del capriolo (*Capreolus capreolus) *in provincia di Trento.* Studi Trentini di Scienze naturali, 64, 157-164.

GIBBS H.C. (1986) - *Hypobiosis in parasitic nematodes - An update.* Advances in Parasitology, 25, 129-174.

HOLMES J.C. (1982) - *Impact of infectious disease agents on the population growth and geographical distribution of animals.* In «Populations Biology of Infectious Diseases», Springer-Verlag, Berlin, pagg. 37-51.

HUDSON P.J. (1985) - *Brachen and ticks on grouse moors in the North of England.* Atti «The international conference-Bracken '85», Parthenon, Carnforth, pagg. 161-170.

HUDSON P.J. (1986a) - *Red grouse: The biology and management of a wild gamebird.* Ed. a cura The Game Conservancy Trust, Fordingbridge, in Hudson e Dobson (1988).

HUDSON P.J. (1986b) - *The effect of a parasitic nematode on the breeding production of red grouse.* Journal of Animal Ecology, 55, 85-92.

HUDSON P.J. (1987) - *The environmental impact of brachen.* Atti «British crop protection conference - Weeds», pagg. 285-290.

HUDSON P.J. E DOBSON A.P. (1988) - *The ecology and control of parasites in gamebird populations.* In «Ecology and management of gamebirds», BSP Professional Books, Oxford, pagg. 98-133.

IASON G.R. E BOAG B. (1988) - *Do intestinal helminths affect condition and fecundity of adult mountain hares?* J. Wildl. Dis., 24, 599-605.

JANSEN J. (1965) - *Some problems related to the parasite interrelationship of deer and domestic animals.* Atti «VIth International Congress of Game Biologists», Bournemouth, 7-12 ottobre 1963, pagg. 127-132.

JENKINS D., WATSON A. E MILLER G.R. (1963) - *Population studies on red grouse* Lagopus lagopus scoticus *(Lath) in north-east Scotland.* Journal of Animal Ecology, 32, 317-376.

KEITH L.B., CARY J.R., YUILL T.M. E KEITH I.M. (1985) - *Prevalence of helminths in a cyclic snowshoe hare population.* J. Wildl. Dis., 21, 233-253.

KEITH I.E., KEITH L.B. E CARY J.R. (1986) - *Parasitism in a declining population of snowshoe hares.* J. Wildl. Dis., 22, 349-363.

KOTRLÁ B. E KOTRLÝ A. (1980) - *Zur Verbreitung von Helminthen durch eingeführtes Wild.* Angew. Parasitol., 21, 79-82.

LANFRANCHI P. (1985) - *Problematiche sanitarie della convivenza tra animali domestici e selvatici.* Atti Convegno «Attività silvo-pastorali ed aree protette», Corteno Golgi (BS), 26-27 giugno 1982, ed. a cura Riserva Naturale Valli S. Antonio e Regione Lombardia, pagg. 169-178.

LANFRANCHI P., MENEGUZ P.G. E ROSSI L. (1985) - *Implicazioni politiche ed emotive nella gestione sanitaria del patrimonio faunistico.* Atti Convegno «Progetto faunistico dell'Appennino», Pescara 1-2 febbraio 1985, ed. a cura della Federazione Italiana della Caccia, pagg. 147-151.

LANFRANCHI P. E ROSSI L. (1987) - *Les helminthes pathogènes des animaux sauvages d'Europe.* In «Faune sauvage d'Europe», Informations Techniques des Services Vétérinaires, Ministére de l'Agriculture, Parigi, pagg. 259-268.

LANFRANCHI P. E ROSSI L. (1988) - *Dinamica della contaminazione di pascoli con larve di nematodi gastro-intestinali dei ruminanti.* Parassitologia, 30 (supplemento), 101-102.

LANFRANCHI P., TOLARI F., FORLETTA R., MENEGUZ P.G. E ROSSI L. (1985) - *The red deer as reservoir of parasitic and infectious pathogens for cattle.* Ann. Fac. Med. di Torino, 30, 83-97.

LICHTENFELS J.R., PILITT P.A. E LANCASTER M.B. (1988) - *Systematics of the nematodes that cause ostertagiasis in cattle, sheep and goats in North America.* Vet. Parasitology, 27, 3-12.

LUZI S. (1989) - *Comunicazione personale*

MADONNA M. TRALDI G. (1989) - *Efficacia degli esami copromicroscopici nei ruminanti domestici e selvatici.* Atti SISVet., 43 (1209-1211).

MAY R.M. (1983) - *Parasitic infections as regulators of animal populations.* American Scientist, 71, 36-45.

MAY R.M. E ANDERSON R.M. (1978) - *Regulation and stability of host-parasite population interactions. II. Destabilizing processes.* Journal of Animal Ecology, 47, 249-267.

MANFREDI M.T. E MOHAMED M.A. (1989) - *Le elmintiasi broncopolmonari dei ruminanti domestici e selvatici.* Atti SISVet., 43 (1461-1464).

McCarthy J.J., R.A. Buscis e D.L. Hook (1989) - *Long term effects of predators on controlling wildlife and their economic impacts on livestock in Montana and the Western portions of North America.* Atti Convegno «Reintroduzione dei predatori nelle aree protette», Torino, 24-25 giugno 1987, ed. a cura Regione Piemonte, pagg. 36-45.

Meneguz P.G. (1989) - Comunicazione personale.

Meneguz P.G., Rossi L., Lanfranchi P., De Meneghi D. e Balbo T. (1989) - *Gli ungulati nelle aree protette del Piemonte: biomasse e benessere animale.* Atti Convegno «Reintroduzione dei predatori nelle aree protette», Torino 24-25 giugno 1987, ed. a cura Regione Piemonte, pagg. 21-27.

Munro R. (1988) - *Control of helminth parasites in deer.* Bollettino «Veterinary Deer Society», 3 (1), 11-17.

Onderscheka K. e Tataruch F. (1987) - *Importance des normes physiologiques dans l'évaluation de la condition des animaux sauvages.* In «Faune sauvage d'Europe», Informations Techniques des Services Vétérinaires, Ministère de l'Agriculture, Parigi, pagg. 31-36.

Pallante G.A., Zecchini O. e Genchi C. (1985) - *Il parassitismo nei ruminanti selvatici: un nuovo indice per lo studio dell'equilibrio ambientale?* Natura Alpina, 36, n. 1, 27-31.

Peracino V. e Bassano B. (1987) - *Fattori di regolazione ed aspetti gestionali relativi ad una specie protetta - Camoscio -* (Rupicapra rupicapra *L.) nei territori del Parco Nazionale Gran Paradiso.* Collana Scientifica Parco Nazionale Gran Paradiso, Torino, pagg. 1-54.

Perco F. (1985) - *Il significato del camoscio nell'ambiente naturale e culturale del nostro Paese.* Atti «Simposio Internaz. sulla cheratocongiuntivite del camoscio», Vercelli-Varallo Sesia, 30 novembre-2 dicembre 1982, ed. a cura Cattedra di Malattie Parassitarie dell'Università di Torino, pagg. 119-123.

Perrone A. (1990) - Comunicazione personale.

Poglayen G., Parisini P., Bacchi-Reggiani G. (1981) - *Prova pratica di impiego di mangimi medicati nel trattamento delle endoparassitosi dei ruminanti selvatici.* Obiettivi e Documenti Veterinari, 53-59.

Potts G.R., Tapper S.C. e Hudson P.J. (1984) - *Population fluctations in Red Grouse: analysis of bag records and a simulation model.* Journal of Animal Ecology, 53, 21-36.

Pozio E., Rossi P., Amati M. e Mancini Barbieri F. (1987) - *Differenziazione genetica del genere* Trichinella *attraverso l'analisi isoenzimatica.* Parassitologia, 29, 49-62.

Presidente P.J.A. (1984a) - *Endoparasites of captive and free-ranging deer in Australia.* Atti «Deer refresher course», Sidney, 10-14 dicembre 1984, a cura della «Deer Research Unit», Università di Sidney, pagg. 235-251.

Presidente P.A.J. (1984b) - *Parasites of farmed and free-ranging deer in Australia.* Atti «Deer refresher course», Sidney, 10-14 dicembre 1984, a cura della «Deer Research Unit», Università di Sidney, pagg. 623-643.

Robinson W.L. e Bolen E.G. (1984) - *Wildlife diseases.* In «Wildlife ecology and management», Macmillan Publishing Company, New York, pagg. 227-248.

Rossi L. (1990) - *Sull'epidemiologia delle trichostrongilidosi in zone a pascolo utilizzate da ruminanti domestici e ruminanti selvatici.* Atti XVI Congresso Società Italiana di Parassitologia, Cagliari, 7-11 maggio 1990 (in corso di pubblicazione).

Rossi L., Lanfranchi P., Meneguz P.G., De Meneghi D. e Guarda F. (1988) - *Infezione sperimentale della capra e della pecora con sarcosporidi del muflone e del camoscio.* Parassitologia, 30, (Supplemento), 164-165.

Rossi L., Lanfranchi P., Meneguz P.G. e Peracino V. (1985) - *Sull'infestazione sperimentale e spontanea di ovini e caprini con nematodi gastro-intestinali di camosci e stambecchi del Parco Nazionale Gran Paradiso.* Ann. Fac. Med. Vet. di Torino, 30, 70-82.

Rossi L., Meneguz P.G., Lanfranchi P. e Balbo T. (1987) - *Progetto per uno sviluppo programmato degli ungulati selvatici.* Ed. a cura della Regione Piemonte, parte I, pagg. 7-262.

Samuel W.M. (1987) - *Moving the zoo or the potential introduction of a dangerous parasite into Alberta with its traslocated host.* In "Focus on a new industry", Atti "Alberta game growers' Association Conference", North Hill Inn, Alberta, 22-24 ottobre 1987, pagg. 85-92.

SCHRÖDER W. E KOFLER H. (1985) - *Do parasites play an important role in competition between ibex and chamois?* In «The biology and management of mountain ungulates», Croom Helm Ltd, Londra, pagg. 265-268.

SCOTT M.E. (1987) - *Regulation of mouse colony abundance by* Heligmosomoides polygyrus. Parasitology, 95, 111-124.

SCOTT M.E. (1988) - *The impact of infection and disease on animal populations: implications for conservation biology.* Conservation Biology, 2, 40-56.

SCOTT M.E. E DOBSON A. (1989) - *The role of parasites in regulating host abundance.* Parasitology Today, 5, 176-183.

SCOTT M.E. E LEWIS J.W. (1987) - *Population dynamics of helminth parasites in wild and laboratory rodents.* Mammal Rev., 17, 95-103.

SHAW J.L. (1988) - *Arrested development of* Trichostrongylus tenuis *as third stage larvae in red grouse.* Research in Veterinary Science, 45, 256-258.

THORNE E.T. (1982) - Prefazione di «Diseases of wildlife in Wyoming», II edizione, a cura «Wyoming Game and Fish Department».

THORNE E.T. (1989) - In «April 1989 newsletter of American Association of Wildlife Veterinarians».

TOLARI F., MENEGUZ P.G., DE MENENGHI D., ROSSI L., MANCIANTI F., LANFRANCHI P. E ABRAMO F. (1990) - *Indagini sieroepidemiologiche su stambecchi, camosci ed ovini presenti nel Parco Naturale Argentera.* Atti Convegno Internaz. «Lo stambecco delle Alpi: realtà attuale e prospettive», Valdieri, 17-19 settembre 1987, ed. a cura Regione Piemonte, pagg., 83-92.

VALENTINČIĆ S. (1965) - *Über die natürliche selektion beim Rehwild und insbesondere über die rolle der parasiten hiebei.* Atti «VIth International Union of Game Biologists», Bournemouth, 7-12 ottobre 1963, pagg. 133-138.

VALENTINČIĆ S. (1976) - *Il ruolo dei parassiti nell'ecosistema naturale.* Rivista di Zootecnia e Veterinaria, n. 2, 177-179.

WALLER P.J. (1987) - *Anthelmintic resistance and future for roundworm control.* Veterinary Parasitology, 25, 177-191.

WOTSCHIKOWSKY U. (1989) - *Techniques and problems of re-introducing predators, with emphasis on the Linx.* Atti Convegno «Reintroduzione dei predatori nelle aree protette», Torino, 24-25 giugno 1987, ed. a cura Regione Piemonte, pagg. 64-66.

YUILL T.M. (1987) - *Diseases as components of mammalian ecosystems: mayhem and subtlety.* Can. J. Zool., 65, 1061-1066.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. Locatelli - P. Sartorelli

LO STRESS NEGLI ANIMALI

Istituto di Patologia Generale Veterinaria
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Via G. Celoria, 10 - 20133 Milano

La lezione è stata incentrata su due argomenti principali:

1. Definizione del concetto di stress.

2. Eventuale responsabilità dello stress nell'insorgenza di patologie di natura diversa (infettiva - dismetabolica ecc.) nei Ruminanti (Bovidi e Cervidi) dei parchi naturali.

Per quanto concerne il primo argomento viene illustrata l'interpretazione più recente (1976) che dello stress ha dato il suo ideatore (Selye), interpretazione che tiene conto dei suggerimenti critici mossi da altri studiosi (Dantzer e Mormède, 1983) alla iniziale formulazione (1935).

In particolare vengono sottolineati gli aspetti fisiologici dello stress, alla luce delle moderne indagini di ordine biochimico, metabolico, immunitario, nonché la stretta interdipendenza che nello stress sussiste tra modificazioni ormonali e comportamento animale (Locatelli et al., 1988; Wiepkema e van Adrichem, 1987).

Per quanto attiene al secondo argomento della lezione, viene innanzitutto analizzata la differente situazione ambientale tra gli animali che vivono nei parchi e quelli in cattività. Ciò non dovrebbe consentire alcun confronto corretto tra di essi, almeno sotto il profilo dello stress, come purtroppo a volte è stato fatto.

Inoltre viene posto l'accento sulle obiettive difficoltà di individuare e «misurare» lo stato di stress nei Ruminanti Selvatici attraverso il dosaggio dei più noti «marcatori» metabolici (adrenalina - cortisolo - NEFA - glicemia); in effetti la letteratura in merito è scarsa e lacunosa e mancano valori di base (o di «riferimento») attendibili: ciò perché i prelievi di sangue sono stati effettuati nelle più diverse condizioni (in animali abbattuti o vivi ma «contenuti» o «sedati»).

Viene comunque data visione di alcuni reperti ematochimici nello stambecco, ottenuti a seguito di indagini condotte nell'Istituto dei relatori (Sartorelli et al., 1989; Sartorelli et al., 1990).

Ancora viene discussa l'eventuale influenza stressante del turismo e dell'installazione di attrezzature ad esso connesse sui Ruminanti selvatici.

Ad opinione dei relatori tale influenza non deve essere ignorata, ma neppure sopravvalutata, considerando che lo stress è un fenomeno fisiologico cui gli animali mostrano peraltro una grande attitudine ad abituarsi.

In proposito vengono riferiti i risultati di alcuni esperimenti condotti in vitelli sottoposti a ripetuti trasporti simulati, risultati dai quali emerge una progressiva riduzione delle risposte surrenaliche (Locatelli et al., 1989).

BIBLIOGRAFIA

DANTZER R., MORMÈDE P. *Stress in farm animals: a need for reevaluation.* J. Anim.Sci., *57*, 6, 1983.

LOCATELLI A., AGNES F., SARTORELLI P., TOZZI F., ARRIGONI C., DOMINONI S.: *Rilievi ematochimici ed ematologici sul trasporto simulato nel vitello. Summa, 5*, 21, 1988.

LOCATELLI A., SARTORELLI P., ANGES F., BONDIOLOTTI G.P., PICOTTI G.B.: *Adrenal response in the calf to repeated simulated transport.* Br. Vet. J., *145*, 517, 1989.

SARTORELLI P., SACCON N., BASSANO B.: *Quadro ematochimico nello stambecco* (Capra ibex). Atti S.I.S.Vet., *43*, 1511, 1989.

SARTORELLI P., MENEGUZ P.G., ROSSI L., SACCON N., LANFRANCHI P.: *Variations de quelques paramètres hematochimiques chez les bouquetins capturés avec la xylazine et transportés en hélicoptère. Symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages.* Meze-Herault, 20-22 mars 1990.

SELYE H.: *Stress in Health and Disease.* Butterworth, Boston, London, 1976.

WIEPKEMA P.R., VAN ADRICHEM P.W.M.: *Biology of stress in farm animals: an integrative approach.* Martinus Nijhoff Publ. 1987.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

R. VITALI

TECNICHE DI INDICIZZAZIONE DEGLI IMPATTI SUGLI ECOSISTEMI NATURALI

E.N.E.L. - Direzione delle Costruzioni - Unità Laboratorio di Piacenza
Via N. Bixio, 39 - 29100 Piacenza

Introduzione

Valutare l'impatto che la realizzazione di un progetto di sviluppo può indurre su di un determinato territorio significa confrontare nel tempo la situazione che si verrà a creare in conseguenza dell'intervento con quella che si potrà sviluppare in sua assenza. La comparazione può essere compiuta anche in termini qualitativi, ma sarà più agevole ed efficace se effettuata sulla base di grandezze a carattere quantitativo e sintetico.

Sul piano naturalistico, la realizzazione di misure che esprimano sinteticamente in termini quantitativi lo stato di un ecosistema è particolarmente difficile, sia per l'intrinseca difficoltà di rilevazione di molte di esse, sia a causa dell'elevato numero di variabili interessate e delle interrelazioni dinamiche che le legano.

Un approccio realistico al problema, quindi, può basarsi sull'analisi di un *modello concettuale semplificato* dell'ecosistema da descrivere e sulla sostituzione delle grandezze meno facilmente misurabili con *indici sintetici* che permettano valutazioni comparative relativamente obiettive (Fig. 1).

La "semplificazione" del sistema ecologico consiste nella scelta di prendere in esame soltanto le sue componenti biologiche più rappresentative e/o più sensibili ai tipi di impatto previsti, in modo da rappresentare la complessità della sua struttura solo nelle linee essenziali e di evidenziare gli elementi o le funzioni maggiormente esposte all'influenza del progetto.

Gli indici sintetici possono invece essere costituiti da grandezze numeriche che esprimano il valore che un certo ecosistema riveste per le sue componenti naturalistiche in funzione di variabili biotiche o abiotiche agevolmente quantificabili, con particolare riguardo per quelle influenzabili dalla realizzazione del progetto.

La valutazione potrà quindi essere effettuata attraverso il confronto di questi indici, calcolati per la situazione "con progetto" e per quella "senza progetto" a partire dai valori delle variabili prescelte misurati o stimati.

Modello concettuale semplificato

Schematizzare a fini di valutazione d'impatto un ecosistema secondo un modello semplificato, del quale sia possibile tentare una descrizione soddisfacente, significa selezionare nel suo ambito gli elementi costituenti che possano nel loro insieme simularne il comportamento in risposta alle sollecitazioni potenzialmente prodotte dal progetto.

Il primo passo per una simile operazione è quello di individuare le Unità Ambientali (U.A.) in cui l'ecosistema stesso si articola, cioè le aree ecologicamente omogenee che

si possono riconoscere sul suo territorio e che ne costituiscono la base materiale e funzionale (alcuni esempi di U.A. possono essere: Bosco a latifoglie, Prato umido, Sponda fluviale con vegetazione ecc.). Le U.A. vanno quindi mappate, definendone con ragionevole accuratezza la posizione rispetto all'insediamento in progetto, i confini e le dimensioni.

Successivamente è necessario scegliere, per ciascuna delle U.A., le "specie-chiave" per cui si intende effettuare la valutazione e i "parametri descrittori" sulla base dei quali saranno calcolati gli indici di pregio. Per "specie-chiave" si può intendere letteralmente quelle specie che più di altre possano rappresentare la rete trofica di una determinata U.A., oppure, più genericamente, interi taxa o raggruppamenti biologici che abbiano funzioni o comportamenti omogenei, potenzialmente influenzabili dal progetto (ad es. il novellame di pesce, gli organismi detritivori, gli Ardeidi ecc.). I parametri descrittori, invece, vanno scelti tra le variabili biologiche o non biologiche che possono influire sulle caratteristiche di habitat di ogni U.A. (con riferimento alle esigenze autoecologiche delle "specie-chiave"), che sono facilmente quantificabili ed eventualmente che possono subire modificazioni in seguito alla realizzazione del progetto (alcuni esempi di parametri descrittori a questo scopo sono: portata media di un corso d'acqua, densità di piante di alto fusto di un bosco, distanza media di un biotopo dalle aree antropizzate ecc.).

La selezione delle "specie-chiave" e dei parametri descrittori, ovviamente, non è strettamente obbiettiva, dato che si deve basare sull'esperienza scientifico-professionale di chi ne è incaricato; esistono comunque metodi per restringerne i margini di soggettività, che sono stati messi a punto allo scopo di rendere esplicito il procedimento di scelta, per consentire la mediazione tra più Esperti (Metodo Delphi, Procedura dei confronti appaiati, ecc.).

Indicizzazione

Per esprimere in termini sintetici il livello di qualità naturalistica di una determinata U.A., al momento, sono disponibili due metodi relativamente simili: l'*Habitat Evaluation System* (HES) e l'*Habitat Evaluation Procedure* (HEP). Queste tecniche vengono utilizzate da almeno un decennio negli U.S.A., anche da Organi Governativi, e sono state applicate sufficientemente da renderne evidenti i principali vantaggi e svantaggi.

Prendono spunto dall'*Environmental Evaluation System* (E.E.S.), sperimentato dai Laboratori *Battelle di Columbus* (Ohio, U.S.A.) negli anni '70 (Dee e Coll., 1972).

Habitat Evaluation System (HES)

È stato sviluppato dall'U.S. *Army – Corps of Engineers* (1980) sulla base di esperienze condotte nel decennio precedente ed è stato applicato negli anni '80 per la messa a punto di piani di gestione territoriale.

I suoi assunti di base sono:

1) la qualità di una certa U.A. per le componenti naturalistiche che la frequentano è determinabile attraverso la misura di variabili biotiche o abiotiche (= Parametri di qualificazione) ad essa correlate e facilmente quantificabili;
2) la qualità di cui sopra viene definita con riferimento alle esigenze ecologiche della fauna tipica del luogo in esame, presa nel suo complesso come un tutto unico ed omogeneo.

Il metodo si impernia sull'impiego del seguente algoritmo:

$$HUV = \sum^{n} HQI_i \cdot P_i \cdot HA$$

in cui:

HUV = Valore teorico dell'U.A. considerata
HQI_i = Indice di Qualità dell'U.A. stimato in base al Parametro di qualificazione "i"
P_i = Peso relativo del Parametro di qualificazione "i"
HA = Area dell'U.A. considerata
n = Numero totale dei Parametri di qualificazione misurati per stabilire l'Indice di Qualità.

I Parametri di qualificazione (o parametri descrittori) possono essere i più svariati e la loro scelta dipende dalle caratteristiche del sito in esame, dalla sensibilità e dall'esperienza dell'ecologo che compie lo studio, dalle risorse a disposizione ecc. Gruppi interdisciplinari di Esperti hanno definito, per gli U.S.A., una serie abbastanza ricca di funzioni grafiche, in base alle quali è possibile trasformare i valori di questi parametri, misurati in campo o stimati indirettamente, in un Indice di qualità (HQI) compreso tra 0 e 1. Queste funzioni sono più di 50 e si riferiscono sia all'ambiente terrestre che a quello delle acque interne, lentiche e lotiche. La Fig. 2 ne fornisce un esempio: la curva che viene illustrata ha lo scopo di indicare la qualità ipotetica di una determinata U.A. boschiva in funzione, ad es., della densità e della specie degli alberi ad alto fusto.

Il Peso relativo (P_i) del Parametro di qualificazione esprime, sempre tra 0 e 1, il valore soggettivo che l'ecologo gli attribuisce ai fini della valutazione; può essere stabilito con uno dei metodi di oggettivazione sopra citati (Metodo Delphi, Procedura dei confronti appaiati).

L'impiego dell'algoritmo proposto dall'HES porta come conseguenza che, in termini di valore *di habitat* misurato come HUV, un'U.A. di 100 ha, naturalisticamente pregiata (HQI = 1), può essere considerata equivalente ad un'altra di 200 ha, che abbia le stesse caratteristiche ecologiche, ma un HQI = 0,5.

I vantaggi connessi con l'impiego dell'HES si possono riassumere come segue:

– il metodo è relativamente pratico e computerizzabile;

– la misura dei Parametri di qualificazione può essere effettuata con tempi e costi contenuti;

– il metodo è mirato specificamente a valutazioni di impatto di tipo naturalistico.

Per contro, in sintesi, gli svantaggi sono:

– il metodo è approssimativo, non considerando il comportamento delle singole specie;

– le funzioni per il calcolo dell'HQI sono affette da un certo grado di soggettività e sono state messe a punto tenendo presente soprattutto gli ecosistemi nord-americani.

Habitat Evaluation Procedure (HEP)

È stata proposta dall'*U.S. Fish and Wildlife Service* del Ministero degli Interni americano (1980). La sua applicazione è ancora più diffusa di quella dell'HES ed ha trovato un maggior numero di estimatori; attualmente è in fase di affinamento.

I suoi assunti di base sono:

1) la qualità di una determinata U.A. può essere definita misurando variabili quantificabili, correlate con la sua "*carrying capacity*", oppure può essere definita in base al confronto tra la biomassa che sostiene e quella di un'altra U.A. ecologicamente simile, che si trovi in condizioni ottimali;

2) la qualità dell'U.A. in esame viene stabilita con riferimento alle esigenze autoecologiche di singole "specie-chiave".

Il computo del valore di una determinata U.A. si effettua secondo l'algoritmo che segue:

$$HU_i = HSI_i \cdot HA$$

in cui:

HU_i = Valore teorico dell'U.A. considerata per le specie "i"
HSI_i = Indice di Qualità dell'U.A. per la "specie-chiave" "i"
HA = Area dell'U.A. considerata.

Gli HU_i calcolati per le varie "specie-chiave" possono essere combinati in un unico numero secondo la:

$$HUC = \sum^n HU_i \cdot RVI_i$$

in cui:

HUC = Valore complessivo dell'U.A.
RVI_i = Valore relativo attribuito alla "specie-chiave" "i"
n = Numero delle "specie-chiave" prese in esame.

L'indice RVI_i, per il computo dell'HUC, può essere attribuito alle varie "specie-chiave" con uno dei metodi sopra citati per i procedimenti di selezione affetti da soggettività (Metodo Delphi, Procedura dei confronti appaiati).

L'Indice di Qualità HSI, invece, può essere definito su base empirica o da modello matematico ed assume valori compresi tra 0 e 1.

La determinazione empirica dell'HSI viene effettuata misurando la densità della "specie-chiave" in esame nell'U.A. considerata e confrontandola con quella rilevata in un'U.A. analoga, presa con riferimento, che sia in condizioni ottimali o sub-ottimali. L'operazione, che può essere condotta anche con dati di produzione o produttività, impiega il seguente algoritmo:

$$HSI = B_c / B_o$$

in cui:

B_c = Densità di biomassa nell'U.A. esaminata
B_o = Densità di biomassa nell'U.A. di riferimento.

L'indice HSI, in pratica, indica quale frazione dello "standing stock" (o produzione) potenziale l'U.A. osservata riesce a sostenere nelle condizioni in esame. La Tab. 1 fornisce alcuni esempi di questo tipo di computo.

Il calcolo dell'HSI da modello matematico, invece, ripropone lo schema adottato dal metodo HES, perfezionandole. Anche in questo caso, infatti, si ricorre alla misura di Parametri descrittori che vengono impiegati per stimare la qualità dell'U.A. (SI o Suitability Index) secondo specifiche funzioni grafiche (Fig. 3); tali funzioni però non sono soggettive, in quanto sono state definite sulla base dell'analisi statistica di un gran numero di dati raccolti in campo, mirata a riconoscere le relazioni matematiche che legano i parametri descrittori alla "carrying capacity" delle varie categorie di U.A.. La combinazione dei vari SI per calcolare l'HSI viene effettuata sulla base di un modello di calcolo che risponde a precise ipotesi ecologiche.

Al momento sono disponibili funzioni di questo tipo per più di 350 specie di animali nord-americane.

I vantaggi che l'HEP offre possono così sintetizzarsi:

– la sua applicazione è relativamente pratica e computerizzabile;

– la misura dei Parametri di qualificazione richiede tempi e costi contenuti;

– il metodo è stato messo a punto specificamente per valutazioni di impatto naturalistico;

– gli Indici di qualità tengono conto delle esigenze autoecologiche delle singole "specie-chiave";

– le funzioni di calcolo degli Indici di qualità non sono soggettive.

Gli svantaggi, invece, sono i seguenti:

– lo schema di rappresentazione della struttura e delle funzioni delle U.A. considerate non può, di fatto, tenere conto di tutte le variabili;

– le funzioni per il calcolo degli Indici di qualità sono state studiate per le specie animali nord-americane e solo poche di esse sono applicabili alla realtà europea

Valutazione

La valutazione dell'impatto di un progetto di sviluppo (insediamento industriale, risanamento ambientale, pianificazione territoriale) può essere facilitata dall'impiego dei metodi di indicizzazione sopra descritti.

Il valore di un'U.A. esposta agli effetti potenziali derivanti dalla realizzazione di un determinato piano di intervento, infatti, può essere computato secondo l'HES o l'HEP, sia nello scenario "con il progetto" che in quello "senza il progetto".

La valutazione può essere effettuata paragonando tra di loro i valori che assumono gli indici nelle varie situazioni considerate, incluse le opzioni alternative al piano di base e le eventuali proposte di mitigazione degli effetti ecologici previsti.

Il confronto può, inoltre, essere sviluppato per tutto l'arco di vita del progetto, sulla base di precise ipotesi sull'evoluzione dei Parametri di qualificazione dell'U.A. nelle diverse situazioni considerate. La Fig. 4 illustra un esempio di questo procedimento: l'entità relativa dell'impatto è indicata dall'integrale della differenza fra le due curve.

Un'operazione condotta secondo questo schema offre al Decisore finale il vantaggio di poter disporre di un dato numerico relativamente chiaro ed obbiettivo, che agevola sicuramente le valutazioni di merito per la scelta tra le varie opzioni di progetto, inclusa quella di non approvarlo.

Ovviamente il valore degli Indici calcolati dipende dalle scelte effettuate nell'impostazione dello studio e dall'accuratezza con cui viene condotta l'intera operazione.

TABELLA 1 - Esempio di computo dell'HSI su base empirica.

A) *Dati sulla densità di biomassa*
– Biomassa osservata per la "specie-chiave" "i" nell'U.A. in esame = 5 Kg/ha
– Biomassa osservata per la stessa specie nell'U.A. di riferimento = 50 Kg/ha

HSI = 5/50 = 0,10

B) *Dati sulla produzione di biomassa*
– Biomassa prodotta dalla "specie-chiave" "i" nell'U.A. in esame = 27 Kg/ha . anno
– Biomassa prodotta dalla stessa specie nell'U.A. di riferimento = 30 kg/ha . anno

HSI = 27/30 = 0,90

Fig. 1

ECOSISTEMA

↓

MODELLO CONCETTUALE SEMPLIFICATO

(Selezione delle componenti biologiche e delle relazioni funzionali essenziali per la sua descrizione)

↓

INDICIZZAZIONE

(Attribuzione di indici di pregio alle Unità Ambientali in esame in funzione di variabili facilmente quantificabili)

↓

VALUTAZIONE

(Confronto degli indici di pregio in presenza ed in assenza del progetto)

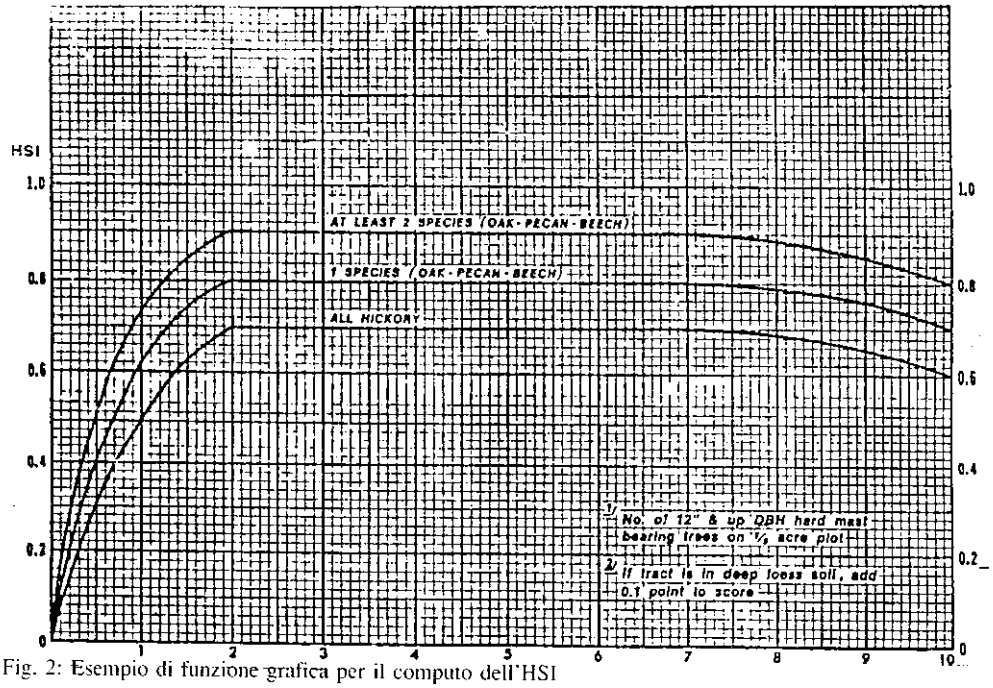
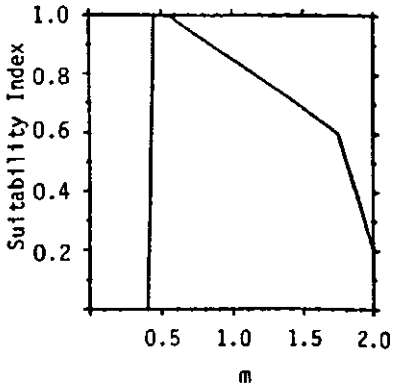
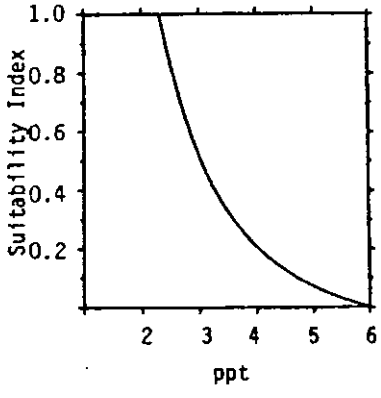


Fig. 2: Esempio di funzione grafica per il computo dell'HSI

R,L	V_{10}	Maximum depth of littoral (L) or pools, marshes, and backwaters (R) during spawning.



R,L	V_{11}	Maximum salinity. Note: Optional variable. V_{11} should be used in the model only if salinity is considered to be a potential problem within the study area.



R,L	V_{12}	Minimum dissolved oxygen levels during midsummer (fry, juvenile, and adult).

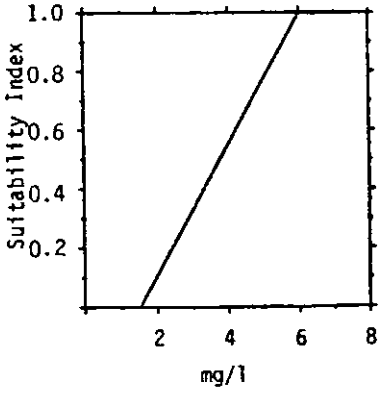


Fig. 3: Esempio di funzioni grafiche per il computo dell'SI

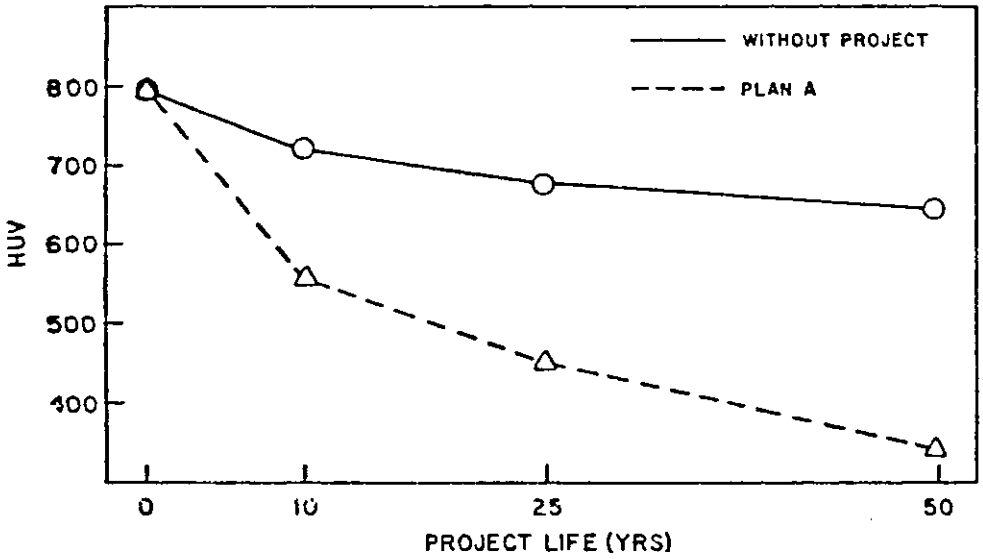


Fig. 4: Andamento temporale di un Indice di qualità ambientale con e senza progetto

BIBLIOGRAFIA

DEE N. E COLL. (1972) *"Battelle Environmental Evaluation System for water resources planning"* Battelle Columbus Laboratories, Columbus, Ohio.

U.S. Army – Corps of Engineers (1980) *"A Habitat Evaluation System for water resources planning"* Lower Mississippi Valley Division, Vicksburg, Mississippi.

U.S. Fish and Wildlife Service (1980) *"Habitat evaluation Procedure (HEP)"* ESM 102, Washington, D.C.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

P.P. MUSSA - M. DEBERNARDI

MIGLIORAMENTO DEGLI HABITAT E PRODUZIONE NATURALE DI SELVAGGINA

Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia
Facoltà di Medicina Veterinaria - Università degli Studi
Via Nizza, 52 - 10126 Torino

La produzione naturale di selvaggina stanziale ha subito un tracollo imputabile, in gran parte, alla profonda trasformazione degli habitat avvenuta negli ultimi decenni. Gli interventi di ordine ambientale suscettibili di migliorare l'attuale scadente produzione di selvatici sono i seguenti:
- assicurare alimento tutto l'anno;
- permettere la nidificazione in luoghi sicuri e graditi;
- assicurare rifugio e protezione da intemperie, predatori, mezzi meccanici.

Essi saranno ovviamente diversificati a seconda della tipologia della zona di intervento e dei problemi esistenti. Le zone intensamente coltivate presentano di solito problemi quali: carenza di cibo in alcuni periodi, poche zone di rifugio e nidificazione, presenza di sostanze chimiche dannose.

Gli interventi utili possono essere così schematizzati:
- creazione di siepi, liste di suolo inerbato e cereali non trattati con fitofarmaci;
- mancata raccolta delle bordure e degli angoli dei campi;
- conservazione delle stoppie e di liste di stoppie;
- recupero di fasce di pioppeti;
- ripristino o creazione di punti di abbeverata;
- messa a dimora di autoalimentatori;
- istruzione degli agricoltori;
- controllo dei predatori e delle specie concorrenti.

I problemi delle zone degradate ed incolte sono rappresentati da carenza di cibo e mancanza di spiazzi scoperti in cui gli animali possano asciugarsi e spollinarsi. In questi casi si potrà intervenire con:
- creazione di zone scoperte;
- messa a coltura di strisce di terreno;
- ripristino o creazione di punti di abbeverata;
- messa a dimora di autoalimentatori;
- incentivi per l'allevamento estensivo di animali domestici;
- controllo dei predatori.

L'alimentazione si rivela quindi problema cardine e comune a zone con diversa tipologia. È perciò importante conoscere esigenze e preferenze alimentari della piccola selvaggina stanziale.

Per potere sopravvivere gli animali hanno bisogno di acqua che potrà essere assunta come tale, oppure assieme all'alimento (erba, frutti succulenti...).

Si calcola che il fabbisogno idrico giornaliero di un selvatico sia pari al 10-15% del peso corporeo. Una lepre, ad esempio, necessita di 400 gr di acqua in periodo di riposo sessuale e di un litro al giorno durante la lattazione. In estate e durante le forti gelate invernali l'approvvigionamento idrico diventa critico: durante l'inverno gli animali si rivolgono, per rifornirsi di acqua, a polloni e gemme, provocando danni all'agricoltura. La messa a dimora di piante resistenti al gelo (cavoli, rovi, colza, rape, citiso...) risolve questi problemi.

Per quanto riguarda il cibo ricordiamo che è importante sia l'apporto qualitativo che quantitativo dello stesso.

Le varie specie hanno consumi alimentari differenti:

Lepre: 600 gr di erbe / capo / giorno in periodo di quiete sessuale;
1.000 gr di erbe / capo / giorno durante la riproduzione.

Coniglio selvatico: 400 gr di erbe / capo / giorno.

Starna: 20 kg di semi / capo / anno.

Fagiano: 30 kg di semi / capo / anno.

Le tabelle 1,2,3 riportano le propensioni alimentari di fagiani, starne e lepri; la n. 4 elenca le principali piante che possonon fornire cibo e/o rifugio alla selvaggina nei vari mesi dell'anno.

In terreni scarsamente vocati per la selvaggina (monocolture estese, boschi ed incolti ...) il loro impianto consente notevoli benefici. Si calcola che sia sufficiente disporre, in zone a monocoltura cerealicola, del 2% del territorio gestito in funzione dei selvatici per ritornare ad avere buoni contingenti degli stessi. Ovviamente queste colture specifiche devono essere ben distribuite sul territorio. In Francia sono stati messi a punto interessanti modelli di c.d. "unità biotiche" (Fig. 1): si tratta di appezzamenti di modeste dimensioni gestiti in funzione della selvaggina. In essi sono presenti vegetali che forniscono alimento o rifugio per tutto l'anno. È previsto anche un punto di foraggiamento per periodi particolarmente critici: esso è formato da una tettoia (Fig. 2) colorata in giallo; questa raccoglierà l'acqua piovana e, in virtù del colore, attirerà parecchi insetti. Questi ultimi parassiteranno i vegetali presenti, in particolare la favetta e costituiranno, insieme alle larve di formica presenti nel formicaio predisposto un ottimo ed indispensabile alimento per pulcini di starna e fagiano.

La gestione di tali impianti (Tab. 5), richiede sforzi non indifferenti ed è, a nostro avviso, possibile solo in presenza di manodopera gratuita. Essa dovrebbe essere prestata dalle componenti più direttamente interessate al problema (cacciatori, naturalisti e loro associazioni).

Gli agricoltori dovrebbero essere sensibilizzati con interventi di tipo economico, perché mettano a disposizione parti magari poco produttive del loro terreno, di tipo informativo affinché utilizzino tecniche agronomiche e prodotti chimici che, senza incidere sulla produttività, evitino danni alla selvaggina.

L'Ente pubblico dovrebbe promuovere, incoraggiare, coordinare e finanziare tali interventi utilizzando, a tale scopo, parte dei proventi derivanti dall'attività venatoria e risorse di idee e conoscenze oggi esistenti e disponibili in ambito universitario e professionale.

TABELLA 1 - Propensioni alimentari del fagiano

Mais giallo	100%
Frumento	50%
Saggina	45%
Mais bianco	40%
Orzo	40%
Mais zuccherino	35%
Semi di "sudan grass"	35%
Sorgo	25%
Avena	15%
Segale	15%
Semi di soja	15%

TABELLA 2 - Piante preferite dalle starne

Rumex spec.	foglie e fiori	0,1%
Graminacee	foglie e semi	3,0%
Poa annua	foglie e semi	3,1%
Lolium perenne	foglie e semi	0,1%
Phleum, pratense	foglie e semi	0,1%
Cerastium arvense	semi	2,9%
Vicia spec.	semi	0,7%
Galeopsis speciosa	semi	3,3%
Polygonum convulsus	semi	6,3%
Polygonum aviculare	semi	3,0%
Polygonum persicaria	semi	4,7%
Chenopodium album	semi	9,0%
Stellaria media	semi	3,9%
Atriplex spec.	foglie e semi	3,1%
Trifolium spec.	foglie	3,6%
Avena sativa	semi	9,1%
Hordeum sativum	semi	7,4%
Triticum vulgare	semi	10,4%
Secale cereale	semi	3,9%
Germogli di graminacee	punte	11,3%
Beta vulgaris	foglie	0,7%
Brassica spec.	foglie	1,0%

TABELLA 3 - Piante di cui si è notato il consumo nel periodo autunno-invernale da parte delle lepri

Erba medica	Cortecce di piantine giovani di:
Trifoglio	– pioppo
Cavolo	– melo
Frumento	– pero
Orzo	– pesco
Mele	– robinia
Germogli di vite	Foglie di rovo

TABELLA 4 - Principali piante che forniscono cibo e/o rifugio alla selvaggina nei vari mesi dell'anno

Tipo di pianta	Mesi											
	G	F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D
scagliola						xxxxxxxxxxxxxx						
segale	xxxxxxx									xxxxxxxxx		
	-------										------	
frumento				xxxxxxxxxxxxx								
segale di Boemia	xxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxx											
	----------											
avena						xxxxxxxxxxx						
						-----------						
mais	xxxxxxx					xxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxx						
	-------					----------						
trifoglio bianco	----------											
erba medica				xxxxxxxxxxxxxxxxxx								
				----------								
lupino						xxxxxxxxxxxxxxxxxx						
						-------						
lupinella												
trifoglio incarnato						----------						
trifogliolino												
veccia						xxxxxxxxxxxxxxxxxxxx						
veccia da foraggio						----------						
trifoglio violetto				xxxxxxxxxxxxxxxxxxx								
				----------								
cavolo - verza	xxxxxxx									xxxxxxxx		
	-------									--------		
colza	xxxxxxx									xxxxxxxxx		
cavolini Bruxelles	-------									---------		
rapa										xxxxxxxxx		
	-------										----	
senape												
rafano									xxxxxxxxx			
topinambour	xxxxxxx					xxxxxxxxxxxxxxxxxxxx						
	-------					----------						
grano saraceno						xxxxxxxxxxxxxxx						

rifugio : xxxxxxxxxxx
alimentazione:-------

TABELLA 5 - Esempio di gestione di una unità biotica

Tipo di vegetale	Semina o impianto	Superficie stabile annuale
Tappeto erboso: – festuca ovina – trifoglio bianco	dall'1/4 al 31/8	650 mq
Favetta	1/5	250 mq
Arbusti sempreverdi: – lauroceraso – rovo	inverno, fino a marzo	700 mq
Foraggi verdi ed invernali: – grano saraceno successivamente – cavoli	1/5 2 da metà di luglio (durano sino aprile)	450 mq
Alimenti concentrati per l'inverno: – mais	1/5 (dura sino aprile)	450 mq

Fig. 1: SCHEMA DI UNITA BIOTICA

superficie minima: 25 are (1/4 ha)
larghezza minima: 50 m
lunghezza minima: 50 m

A) da rinnovare ogni 5 anni
B) favetta da seminare ai primi di maggio, rimpiazzata dai cavoli in inverno
C) resistono ai rigori invernali, dan rifugio alla selvaggina
D) foraggi verdi invernali (cavolo, colza ...) che costituiscono inoltre una valida fonte idrica per tale stagione
E) sostanze che forniscono carboidrati (mais ...)
F) colonia di formiche (Acanthomyops flavus) riparate da una tettoia; esse forniranno ai pulcini un ottimo alimento a base di formiche e ninfe (''uova di formica'')
G) impianto di foraggiamento (vedi figura 2)

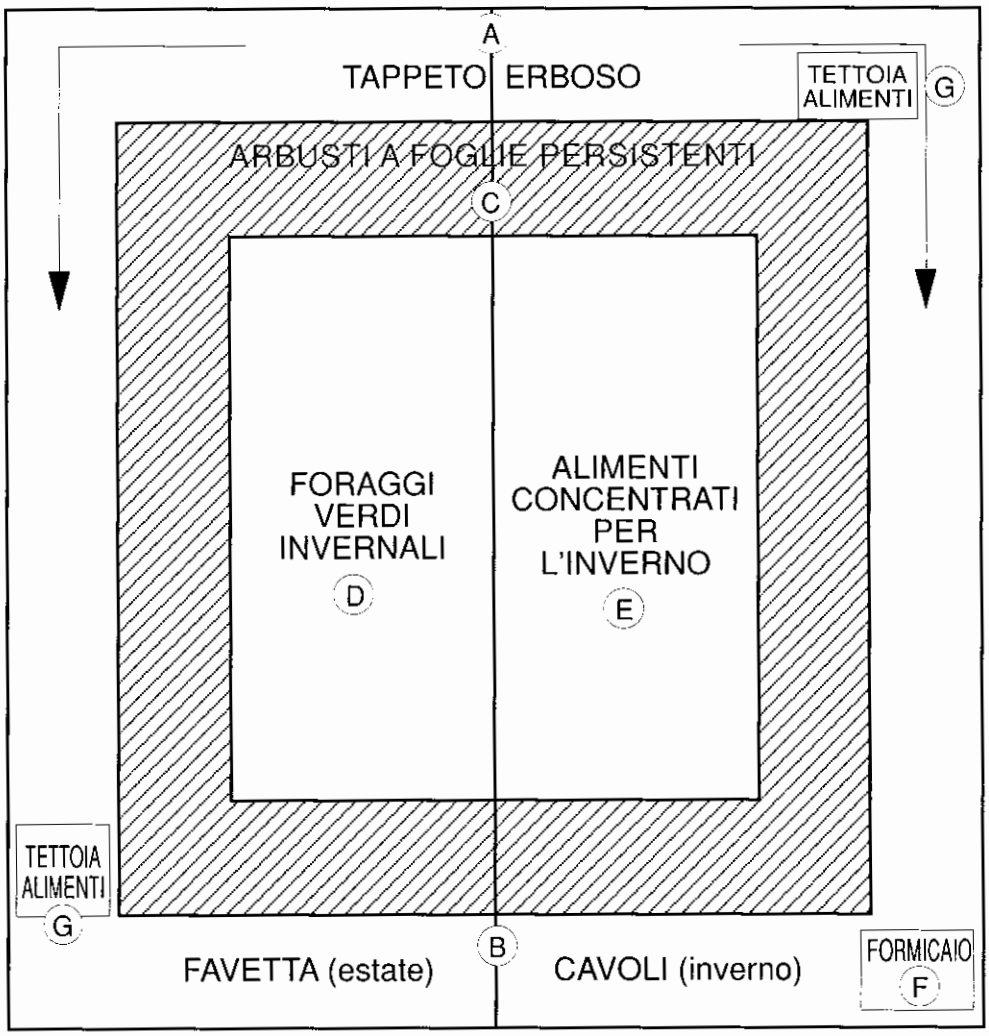


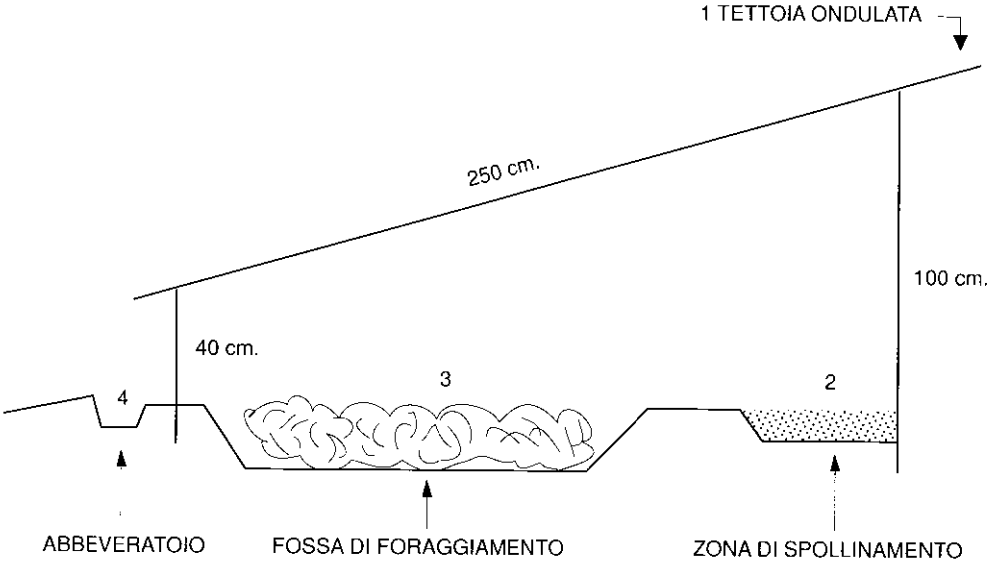
Fig. 2: SCHEMA DI IMPIANTO DI FORAGGIAMENTO

1) Tettoia di circa 250 cm x 250 cm la cui superficie superiore potrebbe venire dipinta in giallo limone. Codesta tinta attira gli insetti che si svilupperanno poi sull'adiacente coltura di favetta.

2) Zona di spollinamento in sabbia fine

3) Fossa di foraggiamento, profonda circa 30 cm, sarà riempita di una miscela di letame (di cavallo), lolla di riso e paglia. Tale miscuglio ha la proprietà di non gelare; lì verranno poste le granaglie per gli animali

4) Abbeveratoio: potrà essere formato da un copertone tagliato a metà oppure da un foglio di plastica di 60 cm x circa 200 cm, posto ad una profondità di 5-10 cm. In esso si raccoglierà l'acqua piovana che vi colerà dalla tettoia



BIBLIOGRAFIA

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE - Note Techniques:
- Role de la haie à l'egard de la faune. Bulletin Mensuel n° 71, 1983. Fiche n° 12
- Valeur actuelle pour la faune des différentes cultures et des éléments fixes du paysage. Bulletin Mensuel n° 125, 1988, Fiche n° 47
- La classification cynégétique des haies: une méthode adaptée aux opérations d'aménagement rural. Bulletin Mensuel n° 135. Fiche n° 54

SWARTENBROEK J. (1984) - *Chasse et biotopes*. Editions Duculot - Paris-Gembloux

POTTS G.R. (1986) - *The Partridge (Pesticides, Predation and Conservation)* - William Collins Sons & Co., London

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. GARIBOLDI

INTERVENTI DI MIGLIORAMENTO E RECUPERO AMBIENTALE: LE ZONE UMIDE

Dipartimento di Biologia Animale - Università degli Studi
Piazza A.A. Botta, 9 - 27100 Pavia

Tra le numerose definizioni che si permettono di meglio descrivere una zona «umida» quella contenuta nel testo conclusivo della Convenzione internazionale di Rasmar del 1971 (dedicata appunto a questi ambienti particolari) è probabilmente la più esauriente: «... le paludi, gli acquitrini, le torbiere oppure i bacini, naturali o artificiali, permanenti o temporanei, con acqua stagnante o corrente, dolce, salmastra o salata, ivi comprese le distese di acqua marina la cui profondità, durante la bassa marea, non supera i 6 metri».

Sulla base di questa convenzione, ratificata dal nostro Paese con il D.P.R. n. 488 del 13/3/'76, sono state attualmente individuate in Italia 40 aree umide di importanza internazionale, delle quali 29 situate in zone costiere ed 11 in aree interne (e quindi di acque dolci).

La legislazione e le conseguenti pressioni internazionali assumono in questo campo una rilevanza fondamentale anche per il nostro Paese, in quanto è proprio dalla mobilitazione internazionale dei primi anni '70 che in Italia le zone umide assurgono a risorse ambientali da tutelare e comincia a mutare il rapporto con gli interventi di bonifica, da sempre approccio principale (e spesso unico) per ogni discorso su questi peculiari ambienti. In particolare, pur con un processo in parte ancora in corso, è in quel periodo che si notano i primi segnali di un passaggio concettuale che porti da una «difesa dalle acque» ad una «difesa delle acque». In questa direzione, spesso anticipando gli interventi legislativi dello Stato che ancora oggi è privo di una legge quadro in materia di zone umide, si muovono poi le Regioni con numerose leggi a volte anche molto puntuali e concrete.

La recente, e quasi ovunque ancora sulla carta, istituzione delle cosiddette «Autorità di bacino» (L. n. 183 del 18/5/'89), dovrebbe uniformare questi interventi a «macchia di leopardo», in modo da arrivare ad un approccio anche gestionale di tali ambienti, pur tenendo conto della loro notevole complessità e diversità.

Le caratteristiche delle zone umide sono infatti strettamente connesse a quelle del sistema geografico-ecologico di cui fanno parte (es. bacino imbrifero) ed al suo ciclo generale: di quest'ultimo e dello stato di salute del sistema stesso le aree umide costituiscono sensibilissimi indicatori ambientali. Qualsiasi tipo di intervento, infatti, in atto per esempio in un bacino imbrifero a monte della zona in questione si ripercuote su di essa come in una cassa di risonanza: pertanto lo «stato di salute» di un'area umida costituisce un importante indice della situazione generale del territorio circostante.

In fig. 1 vediamo quindi schematicamente riassunti i principali punti che rendono importanti tali ambienti.

Nella prospettiva di interventi di recupero e miglioramento ambientale risulta pertanto fondamentale la ricostruzione degli habitat, attraverso la creazione/recupero di situazioni più naturali possibili (anche nell'uso di tecniche, materiali e tempi), compatibilmente agli obiettivi prefissi.

Fig. 1 Importanza delle zone umide.

1. RARITÀ: degli oltre 3 milioni di ettari occupati da ambienti umidi in Italia all'inizio del 1800 attualmente ne rimangono circa 150.000 (bonifiche), tra l'altro notevolmente frammentati e solitamente di dimensioni medio-piccole.

2. ALTA CAPACITÀ BIOGENETICA
   A. VARIETÀ E RICCHEZZA: negli elementi biotici quali le specie animali e vegetali (es. nei casi migliori oltre 75 sp. di uccelli nidificanti).
   B. ELEVATA PRODUTTIVITÀ PRIMARIA: ovvero la quantità di sostanza organica secca prodotta → 10/25 gr./mq. al giorno.

3. SPECIFICITÀ DELLE BIOCENOSI: es. numerose specie di pesci (Merluzzi, Aringhe, Sogliole) nascono e si sviluppano alle foci dei fiumi e solo da adulti raggiungono il mare aperto.

4. ELEVATA CAPACITÀ STABILIZZATRICE, DI DEPURAZIONE E FERTILIZZAZIONE: regolano il deflusso delle acque di piena; effettuano una notevole azione «filtro» (soprattutto tramite macrofite acquatiche e varie specie di vegetali acquatici ed igrofili) nei confronti di sostanze, organiche e non, potenzialmente inquinanti; producono terreno fertile; ecc.

5. SENSIBILITÀ: indicatori dello stato generale dell'ambiente circostante.

6. AMBIENTI AD ELEVATA POTENZIALITÀ PER ATTIVITÀ ANTROPICHE PRODUTTIVE: es. 2/3 della pesca mondiale dipende da zone umide costiere (delta, lagune, estuari, ecc.). Per ogni ettaro di zona umida «da pesca» prosciugata si calcola una perdita in mare di circa 25 q. di pescato.

In tal senso sarà auspicabile intervenire su (creare) catene ecologiche, per es. trofiche, relativamente poco complesse con interventi mirati soprattutto a mantenere una buona diversità ambientale. Le operazioni andranno comunque diversificate a seconda delle tipologie di intervento, raggruppabili in due principali settori di attuazione:

– Interventi di creazione/recupero di aree umide e/o di gestione straordinaria delle stesse: saranno interventi anche massicci, concentrati in periodi brevi, ma diluiti nel tempo (e nei periodi giusti) tra un intervento e l'altro (al fine di consentire il necessario recupero ed assestamento naturale).

– Interventi di gestione ordinaria: piccoli interventi ma piuttosto continui, su parcelle a rotazione (e sempre relativamente all'idoneità dei periodi).

Le differenti tipologie di intervento (fig. 2) che si potranno svolgere su un'area umida dovranno rispondere a semplici domande quali: che tipo di bacino intendiamo ottenere? Quali elementi intendiamo privilegiare? Ricordiamo che non necessariamente gli interventi di gestione e ripristino devono ricreare ambienti umidi dello stesso tipo di quelli originariamente presenti. Sono poi da favorire quelle operazioni che consentono all'ambiente di ristabilizzarsi rapidamente, magari incrementandone il valore naturalistico.

Fig. 2 Tipologie di possibili interventi su aree umide.

1. CREAZIONE (Ex-novo) DI UNA ZONA

2. RECUPERO (a vari livelli)

3. CONSERVAZIONE E MIGLIORAMENTO
   - A) aree integrali o naturalisticamente più o meno intatte.
   - B) aree modificate/degradate a vari livelli.

4. GESTIONE
   - A) ordinaria
   - B) interventi particolari finalizzati a obiettivi speciali → metodologie, attrezzature specifiche.

Mitigazione di impatto ambientale degli interventi

FINALITÀ PRINCIPALE DELLA ZONA UMIDA.

Fig. 3 Sequenza delle fasi operative nella progettazione di una zona umida (da Balestrazzi et al. 1979, modificato).

ESAME PRELIMINARE DEL TERRITORIO
- Definizione confini e stato giuridico
- Individuazione finalità dell'area
- Ricognizioni preliminari
- Raccolta documentazione

FASE PRELIMINARE

Formazione gruppo di ricerca e stesura piano di lavoro.

STUDIO
- Raccolta docum. cartografica, aereofogrammetrica e fotografica.
- Mappatura sistemi ambientali e di uso del suolo.
- Individuazione funzioni ambientali, fondamentali e ricerca principali motivi di interesse.
- Individuazione fattori critici potenziali.

FASE DI STUDIO

PREDISPOSIZIONE PROGETTI A DIVERSO LIVELLO DI INTERVENTO
- Confronto con le parti interessate.
- Esame delle strutture legislative utilizzabili.
- Zonizzazione (definiz. aree interne).
- Definizione vincolistiche.

FASE DI PROGETTAZIONE

Scelta ed approvazione proposte ritenute più adatte dalle Autorità competenti.
Valutazione della fattibilità complessiva degli interventi.

PROGETTAZIONE NORME ATTUATIVE
- Elaborazione progetti di massima specifici per le differenti zone individuate all'interno dell'area.
- Predisposizione strumenti operativi vincolistici.
- Elaborazione progetti di ripristino di settori degradati (o di creazione di nuovi settori).
- Predisposizione piano di controllo tecnico.

GESTIONE

Le «finalità» dell'area umida sulla quale interverremo (o che ci apprestiamo a creare) andranno quindi chiaramente individuate nelle loro priorità (naturalistiche, ricreative, di «ecosistemi filtro», ecc.) sin dall'inizio, al fine di ottimizzare non solo gli interventi (anche dal punto di vista economico) ma pure le fasi progettuali e gli eventuali vincoli, individuando inoltre le attività antropiche (ed i possibili fruitori) compatibili.

Pur seguendo gli schemi generali sopra proposti, nell'ambito degli interventi di gestione e/o recupero delle zone umide andranno attentamente valutati i problemi collegati all'estensione dell'area in questione, ovvero alla scala topografica dell'intervento, considerando che non necessariamente interventi su superfici più piccole sono più semplici di quelli in zone più estese.

A questo proposito riportiamo alcuni esempi italiani, partendo da livelli di intervento in aree relativamente ridotte ed esaminando differenti casistiche.

L'oasi LIPU di Torrile (Parma) costituisce un primo interessante esempio (fig. 4) di costruzione ex-novo di un area umida, utilizzando circa 10 ettari di terreno agrario in prossimità di alcune vasche di decantazione del locale stabilimento dello zuccherificio Eridania. La presenza di bacini lacustri (le vasche), per quanto di origine antropica ed esteticamente non certo belli, nonché la vicinanza del fiume Po, rendevano questa zona sufficientemente idonea per tentare l'esperimento di una zona umida dalle caratteristiche riferibili a quelle naturali di acque lentiche di un grosso corso d'acqua della pianura padana.

La configurazione giuridico-amministrativa è quella di fondo chiuso (essendo tra l'altro completamente circondata da un canale di m. 6,5 di larghezza). La destinazione d'uso principale dell'area è stata la di fruizione naturalistica a scopo didattico. Le finalità operative, pertanto, sono state quelle di ricreare il maggior numero di unità ecosistemiche (bosco igrofilo, prato umido, canneto, zone di acque basse, acque profonde, sponde a vario profilo, isole, ecc.) anche al fine di incrementare il più possibile le specie (animali e vegetali) presenti. L'area, inaugirata l'11 giugno 1988, ha sicuramente consentito il raggiungimento, in questa prima fase, degli scopi prefissi. Peraltro vanno considerate le naturali tendenze evolutive di un ambiente di questo tipo, che solitamente si indirizzano, in tempi relativamente rapidi, verso situazioni vegetazionali più omogenee, soprattutto considerando le ridotte dimensioni dell'area e la notevole continuità e limitatezza delle unità ecosistemiche. Andranno quindi preventivati interventi gestionali non indifferenti, se si intenderà mantenere la diversità ambientale iniziale.

Un altro esempio, ad una scala di intervento maggiore (circa 65 ettari), è quello del Parco Palustre di Lungavilla (Pavia). In un'area pianeggiante ad intensa attività estrattiva (escavazione dell'argilla) sono state recuperate 14 cave abbandonate ed in parte allagate per l'avvenuto contatto con la falda sottostante (fig. 5). Lo status amministrativo è quello di Parco Palustre di interesse sovracomunale. Le finalità sono state quelle di fruizione alieutica (pesca sportiva controllata), didattico-naturalistica e di conservazione di situazioni naturali riferibili a quelle di una palude del bacino padano. È stato quindi necessario definire, attraverso un'attenta fase di progettazione, zone differenti alle quali porre diversi vincoli, a seconda degli obiettivi di fruizione previsti ed in base agli studi preliminari di campo. Trattandosi di un intervento di recupero, gli interventi operativi sono stati indirizzati verso il mantenimento (e miglioramento) delle spontanee fasi di ricolonizzazione in atto, nonché della bonifica di ambienti particolarmente degradati all'interno della zona (presenza di una discarica di rottami e di rifiuti tossici interrati abusivamente). Tra gli interventi gestionali vanno segnalati, tra gli altri, quelli relativi

al mantenimento del livello dell'acqua ed alla distribuzione della stessa tra i vari specchi lacustri, solo in minima parte alimentati dalla falda.

Il terzo esempio si riferisce ad ambienti salmastri lagunari: le casse di colmata B e D/E (circa 1800 ettari), isole di parziale origine antropica ormai completamente abbandonate da 30 anni, a circa 5 km. da Venezia. In tale ambiente, di confine tra la retrostante laguna interna e quella esterna, erano previsdti interventi di taglio di canali per migliorare il deflusso delle acque ed alleggerire il fenomeno «dell'acqua alta» su Venezia. Le unità ecosistemiche, in prevalenza salmastre, costituiscono un ambiente unico ed ormai completamente riconducibile a situazioni perfettamente naturali, con pozze (alcune anche di acqua piovana e quindi non salmastre), canali naturali, specchi d'qcqua più o meno collegati con la laguna, boschetti d'alto fusto, canneti, giuncheti, salicornieti, ecc. Lo status amministrativo è quello di terreno libero. Le finalità degli interventi quelle di ridurre l'impatto ambientale delle operazioni di scavo e di dare indicazioni progettuali di massima per la creazione di una futura zona protetta (tipo riserva orientata) per obiettivi di conservazione naturalistica. Le indicazioni operative (oltre a quelle relative alla raccolta di dati per gli studi faunistici di base) sono state indirizzate verso interventi di taglio che consentissero, attraverso opportuni movimenti di terra, la creazione di canali morfologicamente simili a quelli naturali, con accorgimenti tali da consentire una rapida ricolonizzazione da parte delle componenti biotiche in generale e di quelle botaniche in particolare. Per la progettazione del percorso dei canali sono state suggerite, tra l'altro, opportune indicazioni al fine di ridurre al minimo l'effetto di frammentazione all'interno dei nuovi ambienti.

Un discorso a parte meritano poi gli interventi di recupero e gestione di ambienti lotici, quali fiumi o torrenti. Al contrario delle zone umide lentiche (paludi, stagni, ecc.) che raramente hanno subito manomissioni intermedie (nel senso che o sono state del tutto «bonificate» oppure, pur ridotte, hanno mantenuto le loro caratteristiche motfologiche ed ecologiche) gli ambienti di acque correnti nel corso dei secoli sono stati profondamente modificati, con interventi di gestioni finalizzati ad esigenze antropiche che, almeno nell'ultimo secolo, non hanno mai tenuto conto delle componenti biotiche dell'ecosistema. L'approccio fondamentale di tipo idraulico di tale gestione (protagonisti il Ministero dei Lavori Pubblici con Genio Civile e Magistrato del Po, nonché i vari Provveditorati Regionali per le opere pubbliche) ha consentito tutta una serie di interventi che possiamo così dividere:

A. IN ALVEO

– *Rettificazione:* vengono eliminate ramificazioni, meandri, isole, stravolgendo le normali attività (e direzioni) di deposito ed erosione, bloccando il naturale divagamento del fiume. Spesso gli alvei di magra, morbida e piena sono stati costretti a coincidere.

– *Variazioni di pendenza:* provocate dall'abbassamento delle falde e dalle escavazioni in alveo (cave di ghiaia/sabbia).

– *Abbassamenti:* agli interventi precedenti fa seguito un abbassamento del letto del fiume con conseguente aumento della pendenza delle sponde, bloccate poi con prismate.

– *Canalizzazione:* con manufatti di difesa passiva posti non solo nei tratti con linee di sponda cave, ma spesso anche in quelli con sponde rettilinee o addirittura convesse (ovvero dove gli interventi non servono assolutamente a nulla).

B. IN TERRENI GOLENALI

– *«Bonifiche»:* eliminazione della vegetazione ripariale, prosciugamento di lanche, stagni, ecc.

– *Utilizzazione agricola:* gli interventi di bonifica sono solitamente finalizzati allo sfruttamento del suolo fin sulle rive (es. pioppeti), alla captazione di acqua per uso irriguo, ecc.

Sulla base di questo tipo di «filosofia» gestionale le metodologie più utilizzate sono:

1. Uso (spropositato e come visto spesso inopportuno) delle difese passive, quali prismate, briglie, ecc.

2. Progettazione bacini artificiali, con dighe, chiuse, ecc. soprattutto finalizzati ad ipotetiche fruizioni per il trasporto fluviale.

3. Ricalibratura del profilo delle sponde.

4. Interventi di prosciugamento, interramento, captazione.

Le conseguenze di questo tipo di approccio (provocate ovviamente anche da altri importanti fenomeni come l'inquinamento) si estrinsecano in generale in un profondo mutamento idrologico dei bacini fluviali ed in particolare con:

1. Aumento della velocità delle acque (specie durante le esondazioni: ne consegue una maggior erosione del fondo (e quindi un'incidenza sulla stabilità di ponti e manufatti vari), un aumento dell'erosione superficiale dei terreni esondati, una più rapida propagazione dell'onda in piena.

2. Abbassamento delle falde e delle risorgive.

3. Prolungamento dei periodi di magra, ovvero un regime idrico più irregolare.

4. Danni ai terreni agricoli, causa l'impoverimento dell'humus e delle acque sotterranee.

5. Forte diminuzione della capacità di autodepurazione del corso d'acqua.

In particolare gli interventi di gestione idraulica dei fiumi, realizzata attraverso la costruzione di difese passive quali briglie e prismate, si sono rivelati il più delle volte assolutamente inutili se non dannosi (senza voler affrontare gli aspetti economici del problema considerando che, per es., un chilometro lineare di prismata raggiunge il costo di 2,5-3 miliardi di lire).

Per un approfondimento del problema rimandiamo alla lettura dell'interessante lavoro (8) edito dalla Riserva Naturale Garzaia di Valenza.

In generale la gerstione di ambienti umidi lotici dovrà avvenire considerando per prima cosa anche le componenti ecosistemiche dell'area (e non solo quelle puramente idrauliche e ingegneristiche), tenendo conto poi di alcuni punti a nostro avviso essenziali, quali:

1) non contrastare, in linea di massima, le tendenze evolutive naturali dei corsi d'acqua, lasciando loro idonee ed ampie zone di espansione entro opportuni limiti definiti da argini (da non confondere con le prismate) posti a conveniente distanza;

2) evitare di avvicinare troppo insediamenti ed attività umane agli alvei fluviali, cioè alle zone che necessariamente devono essere lasciate all'espansione delle acque. Per queste antropizzazioni esasperate il rapporto costi (danni)/benefici è di gran lunga negativo;

3) costruire prismate solo nei casi di reale ed accertata necessità e cioè in caso di pericolo per popolazioni o manufatti (ponti, argini, oleodotti, ecc.); tra le difese passive utilizzate anche quelle a minor impatto (e meno estese) quali «pennelli» e «speroni», tra l'altro anche meno costose;

4) in tutti gli altri casi controllare lo spostamento degli alvei utilizzando metodi di gestione «attivi» o «misti», con l'uso della vegetazione spontanea o con escavazioni e sistemazioni idrauliche scientificamente e rigorosamente controllate; non alterare lo stato naturale delle sponde fluviali e delle aree limitrofe (fig. 6), imponendo il ripristino di una adeguata vegetazione arborea ripariale; favorire lo smaltimento delle onde di piena attraverso la realizzazione di opportuni canali di deflusso (fig. 7);

5) costruire, in corrispondenza di sbarramenti dell'alveo (dighe e traverse), efficaci scivoli e scale di risalita per l'ittiofauna e per le barche a remi.

Concludendo, risulta chiaro come la varietà ambientale che caratterizza le cosiddette «zone umide», nonché le numerose problematiche naturalistiche ed antropologiche ad esse attinenti, richiedano interventi gestionali diversificati e mirati, secondo criteri che tengano conto delle priorità ecologiche di questi particolarissimi ambienti. La gestione stessa andrà dunque intesa come strumento quanto mai plastico e duttile per conservare quanto di naturale ancora rimane e per recuperare almeno in parte, anche attraverso una serie di interventi minimi o su scale ridotte, quelle condizioni preesistenti sicuramente compatibili con attività antropico-produttive realizzate in maniera intelligente, tali da inserirle realmente in modo armonico nell'ambiente circostante.

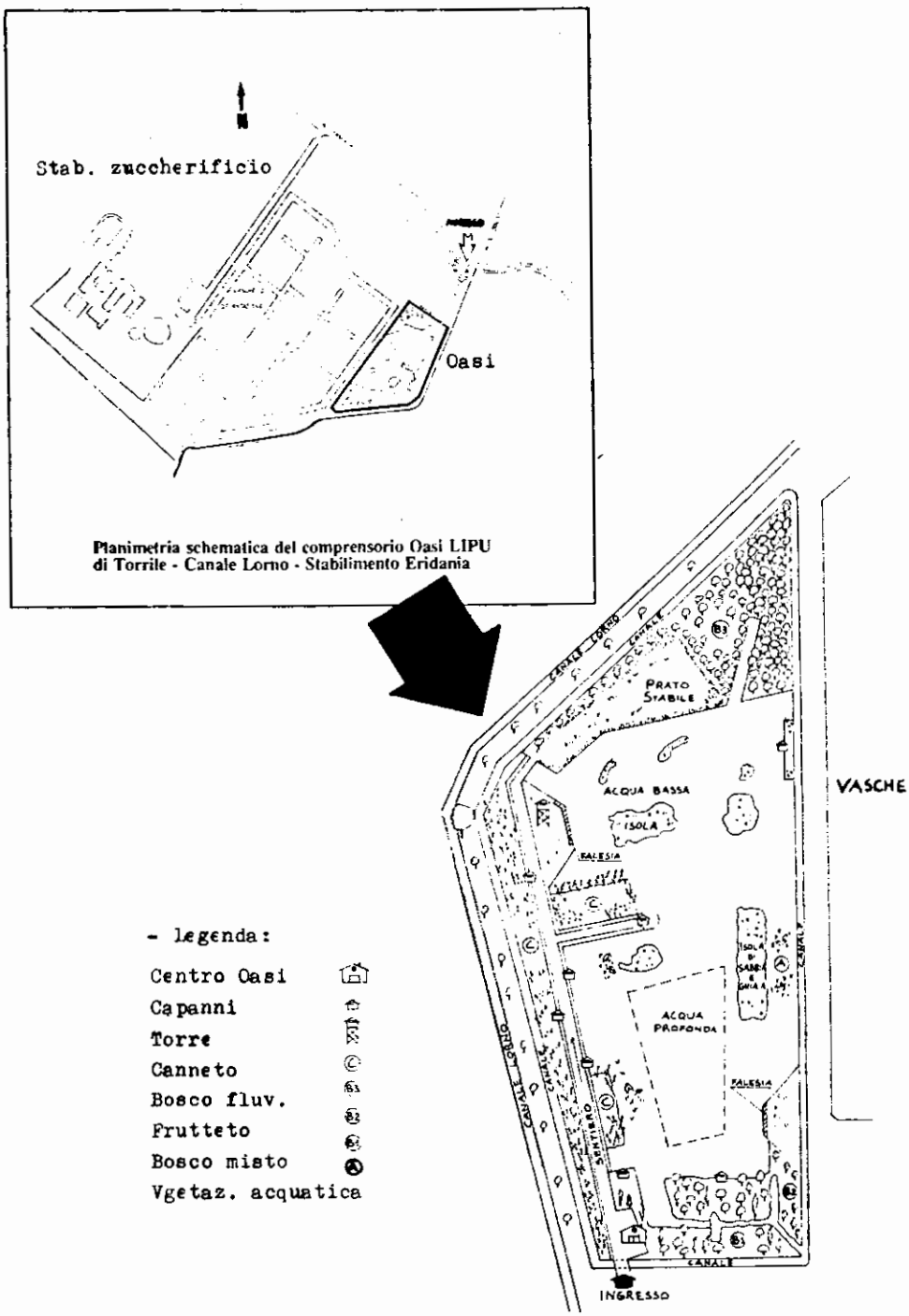


Fig. 4: Esempio di zona umida costruita ex-novo: oasi LIPU di Torrile - Parma (da Ravasini et al. 1988, modificato).

– PARCO PALUSTRE (EX CAVE ARGILLA)

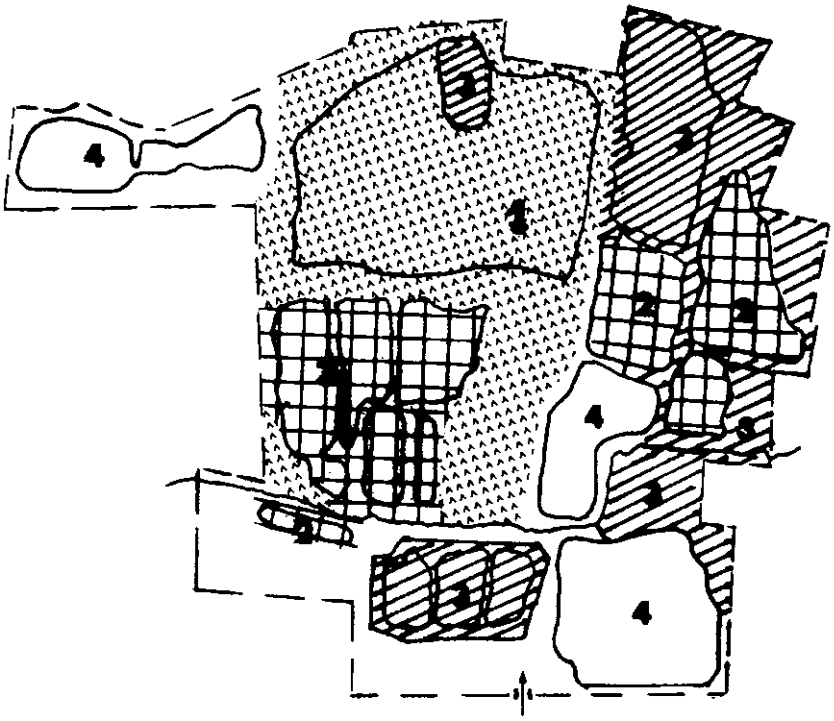


Fig. 5: Priorità di intervento in un'area umida recuperata: parco palustre di Lungavilla (Pv). I numeri indicano le aree per cui è necessaria l'acquisizione in relazione al grado di degrado esistente, secondo 4 valori.

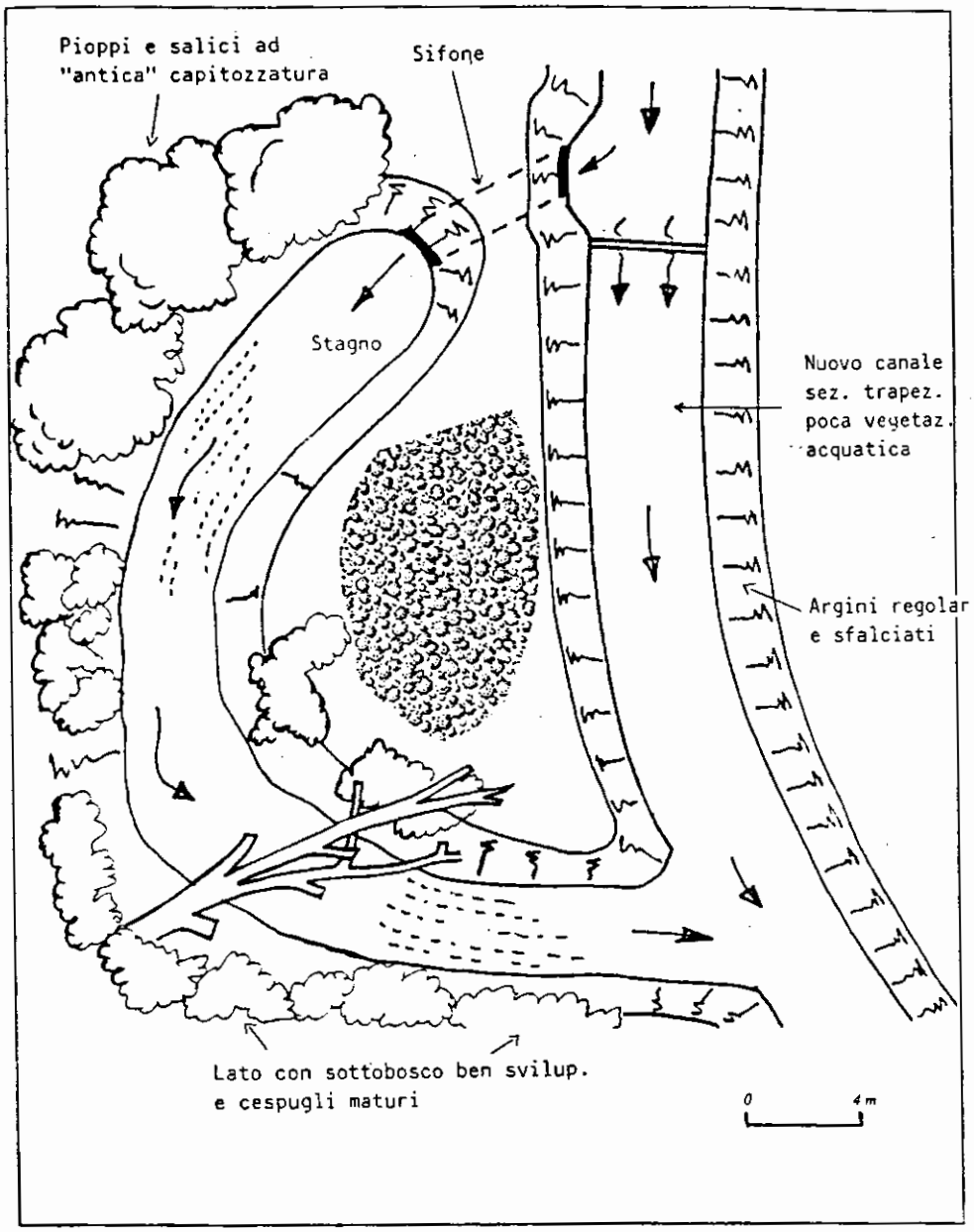


Fig. 6: Semplice caso di gestione naturalistica di una piccola lanca fluviale.

– CANALI DI DEFLUSSO

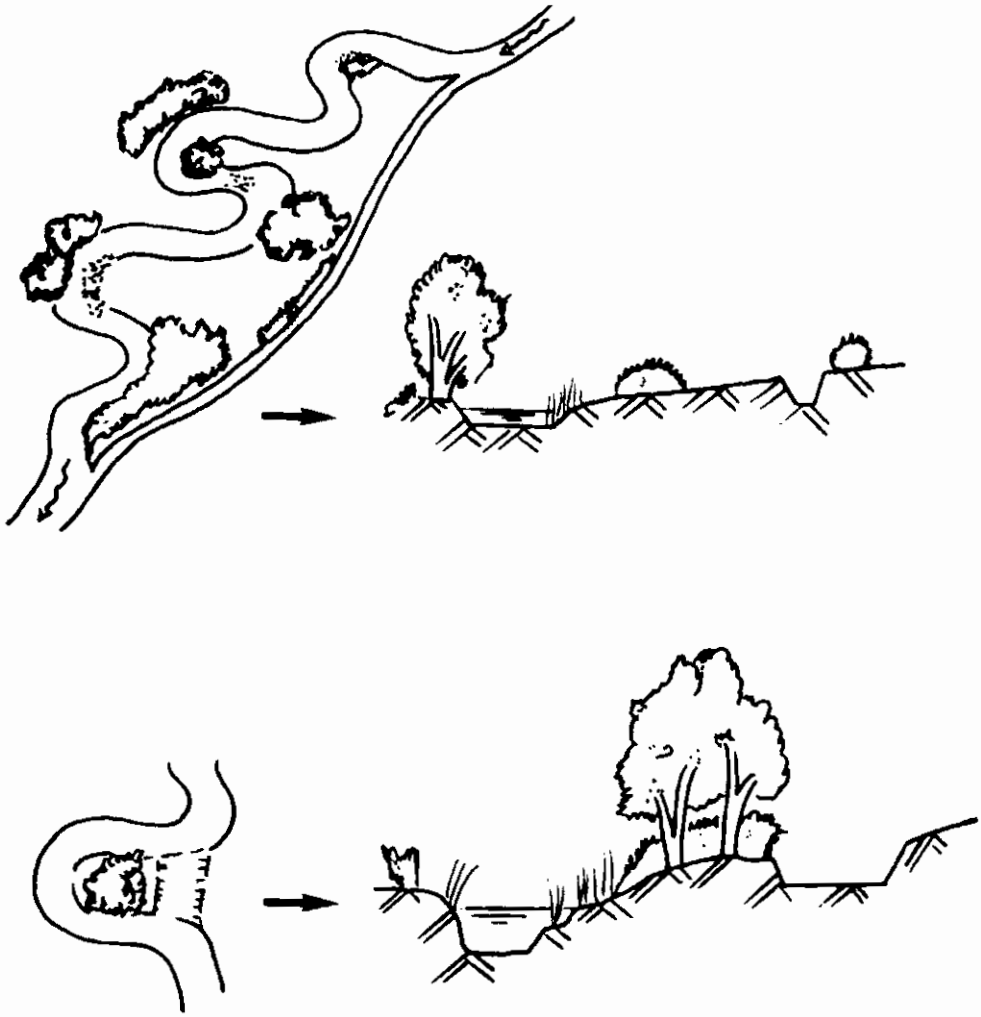


Fig. 7: Esempi di interventi di gestione fluviale attiva: canali di deflusso.

BIBLIOGRAFIA

A.A. VARI, (1979). *Zone umide: una ricchezza naturale da valorizzare e da proteggere*. Quaderni Agricoltura Ambiente, supp. n. 3, Roma.

A.A. VARI, (1972). *Manuale di gestione delle zone umide*. Ministero Agricoltura e Foreste, pp. 87.

A.A. VARI, (1984). *Rivers and Wildlife Handbook*. RSPB and RSNA, Bedfordshire, pp. 300.

A.A. VARI, (1985). *Waterways and Wetlands: a practical conservation handbook*. B.T.C.V., Wallingford, Oxfordshire, pp. 186.

A.A. VARI, (1986). *Laguna: conservazione di un ecosistema*. Arsenale Ed., Venezia, pp. 119.

A.A. VARI, (1986). *Il Parco Palustre: un mondo pieno di vita*. Corriere dell'Oltrepò 4/18 giugno: 5-14.

A.A. VARI, (1988). *Speciale Oasi di Torrile*. Supp. Uccelli n. 2, pp. 37.

A.A. VARI, (1988). *I fiumi italiani e le catastrofi artificiali*. Ente Ris. Nat. Grazaia di Valenza, pp. 99.

BALESTRAZZI E., FASOLA M., MALCEVSCHI S. E PRIGIONI C., (1979). *La progettazione di zone naturali protette di interesse locale in aree mediamente antropizzate*. Agricoltura e Ambiente n. 9.

CAPUANO D., (1990). *Le zone umide*. Tesi di laurea, Università di Perugia, pp. 309-XLIV.

GARBISCH E. (a cura di), (1986). *Highways & wetlands: compensating wetland losses*. U.S. Dep. Trasportation, Washington, pp. 60.

MINISTERO AGRICOLTURA E FORESTE, (1982). *Convenzione relativa alle zone umide di importanza internazionale...* . Stato di attuazione. Prot. 208, Roma.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

V. PERACINO - B. BASSANO

RISULTATI DI UN PROGRAMMA DI REINTRODUZIONE E RIPOPOLAMENTO IN AMBIENTE ALPINO

Parco Nazionale Gran Paradiso
Via della Rocca, 47 - 10123 Torino

PREMESSA

Sono oltre trent'anni ormai che il Parco Nazionale del Gran Paradiso porta avanti il programma della redistribuzione della specie Stambecco (*Capra ibex*) in tutte le zone idonee dell'arco alpino italiano ed in Europa.

La storia dello Stambecco è indissolubilmente legata a quella dell'uomo, della sua evoluzione ed all'espansione delle sue attività. All'uomo si deve infatti la scomparsa della specie su buona parte dell'arco alpino, ad altri uomini, in tempi più recenti, il suo lento ritorno.

Alla fine del secolo scorso i massicci montuosi del Gran Paradiso e della Grivola si sono trovati ad ospitare, unici al mondo, una residua colonia di Stambecchi (poche decine di individui nel 1823; 300 capi nel 1850; 600 nel 1879 –Festa, 1951), la quale, protetta con la massima delle attenzioni, è divenuta il punto di partenza di tutte le popolazioni di Stambecco oggi presenti nel continente europeo (circa 22.000 stambecchi – G.S.E. Notiziario 1989).

EVOLUZIONE DELLE METODOLOGIE DI REINTRODUZIONE

La necessità di proteggere in modo totale i pochi animali rimasti, nel tentativo di scongiurarne l'estinzione, è sempre andata di pari passo con l'opportunità di non "sprecare" in alcun modo il potenziale riproduttivo della specie. Così i montanari delle valli piemontesi e valdostane sapevano di fare cosa gradita al Re d'Italia, Vittorio Emanuele II (unica persona al mondo autorizzata ad abbattere o a far abbattere uno Stambecco in quella che era diventata la sua riserva personale di caccia), nel porgergli in dono un vecchio stambecco catturato a mano nel fondovalle, durante la stagione invernale o in primavera. In questo modo veniva realizzato il duplice scopo di allontanare definitivamente un animale scomodo, perché ormai avvezzo a divorare l'erba dei prati-pascoli e dei poveri orti di montagna, senza incorrere nelle terribili ammende, previste per legge per l'uccisione di uno Stambecco, e, nello stesso tempo, di attirarsi i favori del Sovrano.

Gli animali in questo modo recuperati venivano in parte destinati ai recinti "di acclimatazione" presenti nelle tenute reali di pianura (vedi, prima fra tutte, La Mandria, alla periferia di Torino – Agheno di Perno, 1888) e in parte inviati in altre zone dell'arco alpino, come dono a Re e Principi reggenti di diversi paesi europei, tra cui Austria e Germania.

Sono queste le prime operazioni "lecite" di reintroduzione di cui si ha memoria e diciamo lecite perché altre, illecite, forse le avevano precedute. E ci si riferisce alla prassi del bracconaggio di femmine di Stambecco e della successiva vendita dei piccoli neonati attuata da esperti montanari e favorita dalla "intelligente" opera di ricettazione degli Svizzeri (attiva dal 1895 al 1920).

I giovani capretti venivano trasportati a spalle, o imbrancati con capre domestiche, fin'oltre confine e venduti in Svizzera per somme di denaro, per quei tempi e per quegli uomini, esorbitanti.

Le prime operazioni di reintroduzione si sono dunque basate sul trasferimento di animali o molto vecchi, a fine carriera, o giovanissimi, praticamente neonati. Questi ultimi soggetti venivano per lungo tempo tenuti in compagnia di capre e rilasciati solo in età adulta. In alcuni casi i maschi adulti di stambecco venivano fatti accoppiare con capre domestiche e gli ibridi di diversa generazione venivano mantenuti proprio a scopo di reintroduzione. Questo è quanto sicuramente successo a La Mandria (Aghemo di Perno, 1888; Maschietti e al., 1988) e forse anche in alcune zone della Svizzera.

Queste notizie, certe o incerte che siano, hanno ingenerato il dubbio che alcune colonie dell'arco alpino (e soprattutto quelle svizzere) fossero il frutto delle metodologia di reintroduzione suesposta e quindi originassero da animali "non puri".

Tuttavia, la prima operazione di reintroduzione di stambecchi, realizzata sull'arco alpino, basata su un preciso programma di cattura e di trasferimento di animali si attua solo a partire dal 1920, con la cessione di stambecchi da parte della Riserva Reale di Caccia del Gran Paradiso a quella di Valdieri-Entraque, oggi Parco Naturale dell'Argentera.

Dalla istituzione del Parco Nazionale del Gran Paradiso, l'impegno della ridistribuzione dello Stambecco sull'arco alpino è diventato una delle principali attività del Servizio Sanitario dell'Ente che provvede all'individuazione delle diverse zona ed alla verifica della loro idoneità, realizza le catture e cura il trasferimento e la liberazione degli animali nel nuovo sito. Tali operazioni sono espressione di una precisa scelta politica e gestionale dei diversi Consigli di Amministrazione dell'Ente.

A. FINALITÀ DI UNA REINTRODUZIONE

Per poter valutare gli esiti di un programma di reintroduzione occorre innanzi tutto stabilire quali siano le finalità che tali operazioni si pongono.

Una operazione di reintroduzione ha come principali finalità le seguenti:

a) ritorno di una specie in un luogo in cui essa era presente in tempi storici;
b) redistribuzione di una specie e sua conservazione;
c) recupero ambientale;
d) informazione e cultura ambientale;
e) recupero di animali.

A.a. Ritorno di una specie

La prima finalità, la più ovvia, si deduce dalla definizione stessa del termine "reintroduzione": ritorno di una specie in un territorio in cui essa era presente in tempi storici e dal quale essa è scomparsa per ragioni legate all'attività dell'uomo.

Ma se è ovvia la definizione non è altrettanto facile la sua applicazione. Infatti non è spesso agevole dimostrate con certezza la presenza storica di una specie in un determina-

to territorio e soprattutto mettere in luce le cause della scomparsa. Molti progetti di reintroduzione sono stati infatti realizzati in territori nei quali la presenza della specie veniva dedotta dall'interpretazione di graffiti rupestri risalenti agli albori della civiltà umana. D'altra parte notizie storiche relative alla presenza di molte specie di ungulati alpini, e in particolare dello Stambecco, sono estremamente difficili da ritrovare, anche perché la loro scomparsa risale in molti casi a più di mille anni or sono.

A.b. Redistribuzione.

La reintroduzione di una specie in diversi settori dell'arco alpino, più o meno distanti tra loro, ha anche il significato della tutela e della conservazione della specie stessa. La creazione di un elevato numero di colonie di Stambecco, realizzata in questi ultimi 30 anni da parte di molte nazioni europee, ha di fatto scongiurato il pericolo della estinzione di tale ungulato, che era ancora drammaticamente presente all'indomani della seconda guerra mondiale.

Purtroppo, ancora oggi, il significato e l'importanza di queste operazioni non vengono totalmente condivisi da talune Amministrazioni, che continuano a negare il permesso della cessione di animali appartenenti a specie ormai ridotte ad un'unica popolazione, spesso costrette in territori di estensione molto limitata e quindi sempre minacciate dalla possibile insorgenza di epidemie.

A.c. Recupero ambientale.

Molti settori del nostro arco alpino stanno soffrendo il lento ed inesorabile abbandono da parte di ogni attività umana. In molte aree l'unica presenza antropica si registra durante la stagione venatoria, per non dire dello sfruttamento della montagna con, spesso poco remunerativi e in compenso molto distruttivi, impianti di risalita.

In molti casi la reintroduzione di ungulati selvatici di montagna ha avuto come conseguenza la creazione di zone di rifugio e di protezione della fauna, che hanno in poco tempo, avuto effetti benefici ai fini del recupero ambientale. Le zone di protezione create per lo Stambecco, ad esempio, in alta Val d'Ossola o in Val Sesia, hanno da una parte determinato un incremento numerico delle locali popolazioni di Camoscio (con il conseguente aumento degli abbattimenti nelle zone limitrofe ed un maggior introito da parte delle Amministrazioni provinciali), e, dall'altra, rappresentano un valido richiamo dal punto di vista turistico, in un'epoca in cui il contatto con l'animale selvatico viene sempre più intensamente ricercato e proposto.

A.d. Informazione e cultura ambientale.

In molte zone dove sono state realizzate colonie di Stambecco, o di Camoscio, il ritorno di una specie da tempo scomparsa ha suscitato nelle popolazioni locali dei movimenti di opinione, quasi sempre favorevoli, ma talvolta anche contrari, che devono essere considerati comunque e sempre altamente positivi. Incontri, dibattiti, proiezioni di film e audiovisivi hanno spesso preceduto, e seguito, il rilascio degli animali, con il risultato che la gente locale, le popolazioni di montagna hanno non solo capito il significato e l'importanza delle operazioni di reintroduzione, ma molto spesso hanno dato un contributo essenziale all'affermazione della nuova popolazione.

A.e. Recupero di animali.

Molte colonie di Stambecco – e di Camoscio – dell'Arco Alpino sono state realizzate con l'immissione di animali catturati nei fondovalle, durante la stagione tardo-invernale

e primaverile (Peracino e Bassano, 1986). Molti di questi soggetti dunque sono stati salvati da una morte pressoché sicura che li attendeva nelle zone di cattura, caratterizzate da densità estremamente elevate e da limitati territori idonei per la sopravvivenza invernale.

Nei nuovi territori, gli animali reintrodotti, ormai a "fine carriera" nei luoghi di partenza, (e non solo per motivi di età), hanno costantemente dimostrato una notevole capacità di ripresa, che si manifesta con indici di natalità e di incremento due volte superiori rispetto alla popolazione di origine (Peracino e Bassano, 1985).

B. AFFERMAZIONE DI UNA POPOLAZIONE

Una popolazione di ungulati si può dire affermata quando ha raggiunto un numero di individui sufficiente a garantirne lo sviluppo autonomo. Per alcuni Autori (Perco, 1977) tale numero, per gli Ungulati di montagna, si aggira intorno alle 70 – 100 unità. Al di là di queste difficili considerazioni numeriche, possiamo dire che l'affermazione di un nuovo popolamento è legata a molti fattori riguardanti l'ambiente, le attività umane, gli animali reintrodotti. Tra questi fattori, ricordiamo:

a. idoneità del nuovo ambiente per la specie da immettere;
b. caratteristiche degli animali;
c. coinvolgimento delle popolazioni locali;
d. protezione e sorveglianza;

B.a. Idoneità del nuovo ambiente.

Rappresenta l'elemento fondamentale, il primo che deve essere considerato nell'ambito di un programma di reintroduzione. L'importanza di tale fattore ha spinto molti Autori alla ricerca di modelli ecologici applicabili agli ungulati e idonei alla individuazione dei nuovi territori (da Ueckermann, 1952, per il Capriolo, a Perco, 1977 e Tosi e al., 1986 per lo Stambecco).

L'utilità e l'efficacia dei diversi modelli sono state molto spesso messe in discussione, tuttavia in un operazione di reintroduzione non è possibile prescindere dalla precisa conoscenza delle caratteristiche ambientali dell'area scelta e dei territori limitrofi.

Molte delle reintroduzioni di Stambecco e Camoscio effettuate dal PNGP, si sono essenzialmente basate sul giudizio di idoneità espresso da esperti, previ ripetuti sopralluoghi in loco e previa valutazione della presenza di un'idonea attività di sorveglianza (Peracino, 1969-1989). Il buon andamento di molte di queste colonie conferma la validità dei pareri a suo tempo espressi, pur tuttavia si deve ribadire la necessità di effettuare una programmazione di reintroduzioni sulla base di valutazioni oggettive che tengano conto delle caratteristiche del nuovo ambiente, della presenza di fenomeni di competizione e di disturbo, antropico e non.

B.b. Caratteristiche degli animali da immettere.

Un'altro aspetto molto importante è la scelta degli animali da reimmettere. Questa è fortemente condizionata dalle possibilità di cattura.

Molte metodologie di cattura di ungulati selvatici, ancora oggi utilizzate, (gabbie di cattura, recinti, lacci a piede, reti a caduta, ecc.) non consentono la scelta degli animali da prelevare.

Il sistema della tele-sedazione, da circa quindici anni utilizzato nel P.N. Gran Paradiso, e col tempo notevolmente modificato e migliorato, permette al contrario di effettuare, quanto meno per le specie Stambecco, una precisa selezione degli animali da cedere. Si può in questo modo privilegiare alcune classi di età e immettere nei nuovi territori animali giovani in giusto rapporto con sub-adulti e adulti.

Le principali caratteristiche del nucleo di animali destinato alla reintroduzione sono le seguenti: numero di animali, rapporto tra i sessi, età dei singoli animali, provenienza, periodo della cattura e del rilascio.

B.b.a. Numero di animali.

Come punto di partenza per la creazione di una nuova colonia è opportuno non scendere al di sotto di un numero minimo di animali, liberati insieme o a brevissima distanza gli uni dagli altri nello stesso luogo. Tale valore minimo è di 8-10 capi.

La scelta migliore è quella di effettuare rilasci ripetuti di anno in anno, per almeno 4 anni, di 6-8 animali per volta. In questo modo si ha la possibilità di seguire con la massima attenzione gli spostamenti di ogni singolo animale, di valutare l'adattamento del gruppo e di registrare le prime nascite. Se tutto procede per il meglio si prosegue con le immissioni successive.

Si è osservato che un buon numero di partenza è di 15 – 20 animali, che mediamente si raddoppia nell'arco di tempo di 3 anni (Peracino, Bassano, 1986; Ottino, Rosselli, 1989).

B.b.b. Rapporto tra i sessi.

In tutte le operazioni realizzate si è sempre cercato di mantenere il rapporto di 1:1 tra i sessi degli animali reintrodotti. Eventuali variazioni di questo rapporto devono comunque privilegiare il sesso femminile.

B.b.c. Età degli animali.

È sempre opportuno rilasciare animali in giovane età, accompagnati da pochi adulti e soprattutto da almeno una femmina vecchia, che, nei nuovi territori, è spesso in grado di condizionare le scelte del gruppo, per quanto riguarda le zone di insediamento (questo vale in particolare per la scelta dei quartieri di svernamento). In questo modo si evitano lo sbandamento del gruppo e le lunghe migrazioni, che rappresentano un evento quanto mai frequente per i giovani maschi di Stambecco reintrodotti. La presenza di un nucleo di aggregazione, che si realizza intorno alla figura della femmina adulta, fa si che queste migrazioni, che a volte comunque avvengono, abbiano un ritorno.

Per facilità di cattura, di trasporto e per la loro maggior resistenza nel trasferimento è opportuno realizzare un programma di reintroduzione con i seguenti animali:

Totale animali: 20
N. Maschi: 8-10 delle seguenti classi di età: 1-2 anni, n. 1
3-4 anni, n. 5-6
5-7 anni, n. 4-5
N. Femmine: 10-12 delle seguenti classi di età: 1-2 anni, n. 2
3-10 anni, n. 7-9
oltre, n. 1-2

B.b.d. Provenienza.

Secondo il nostro parere, per reintroduzioni di ungulati in territorio italiano è bene ricorrere ad animali catturati in Italia. Questo vale per lo Stambecco, il Camoscio come per altre specie animali, a meno che non esistano zone nel territorio nazionale che possano fornire un numero sufficiente di animali di cattura. In ogni caso, le operazioni di cattura e di trasporto degli animali devono essere improntate alla massima celerità e in questo senso, nel corso del trasferimento di animali dall'estero, le operazioni di controllo alla dogana devono essere programmate con la massima cura, onde evitare i lunghi – e disastrosi – periodi di quarantena previsti per legge.

Anche all'interno di una stessa area di cattura, ad esempio il PNGP, è comunque opportuno prelevare animali da zone il più possibile lontane tra loro per ridurre al minimo la possibilità di trasferire animali appartenenti allo stesso nucleo familiare.

B.b.e. Periodo di rilascio.

La scelta del periodo del rilascio è evidentemente condizionata dalle possibilità di cattura degli animali. Per quanto riguarda lo Stambecco, nel P.N.G.P., sono state effettuate catture in ogni stagione dell'anno, mentre per il Camoscio si preferisce attendere la stagione primaverile, in cui gli animali sono più facilmente avvicinabili.

Per la creazione di una nuova colonia di ungulati di montagna è molto importante cercare di "legare" il più possibile il nuovo gruppo alla zona prescelta per il rilascio. Per raggiungere tale scopo sono stati sperimentati dal Servizio Sanitario del PNGP diverse metodologie di trasferimento. Tra queste le più efficaci si sono dimostrate: il trasferimento di femmine adulte a fine gravidanza, che in breve partoriscono nella zona di reintroduzione, senza patire danni durante le operazioni di cattura e di trasporto, e la liberazione di animali in periodo invernale, in zone con buona copertura nevosa (facendo attenzione a rilasciare gli animali in zone a idonea esposizione e con forti pendenze). I rilasci debbono avvenire possibilmente in versanti con esposizione analoghe a quelle delle zone di cattura.

B.c. Coinvolgimento delle popolazioni locali.

Ogni tipo di intervento realizzato in contesti territoriali di montagna dovrebbe essere attuato in sintonia con quelle che sono le esigenze e le abitudini delle popolazioni locali. Questo non sempre si è verificato, in questi ultimi anni, per lo meno nelle vallate dell'arco alpino occidentale.

A maggior ragione operazioni tanto delicate come quelle di reintroduzione di una qualsivoglia specie di animale selvatico devono essere attuate con il pieno consenso della gente di montagna, molto spesso non difficile da ottenere.

L'informazione e, tramite essa, il coinvolgimento delle popolazioni, comprese le associazioni venatorie locali, fa si che esse, non solo non ostacolino le operazioni o le rendano vane (bracconaggio), ma diventino parte attiva nella realizzazione del progetto, consentendo di ottenere risultati spesso sorprendenti per ciò che riguarda lo sviluppo della popolazione reintrodotta.

B.d. Protezione e Sorveglianza

Gli animali reintrodotti devono, nei nuovi territori, essere sottoposti ad attenta attività di controllo e di sorveglianza. Adeguati vincoli di protezione dell'area e l'assoluto divieto di caccia sono richiesti come elemento fondamentale per la cessione di animali a scopo di reintroduzione da parte del P.N. Gran Paradiso. La registrazione del comporta-

mento degli animali reintrodotti, la segnalazione di loro eventuali spostamenti, l'esame della struttura dei branchi e l'esatta registrazione del numero dei nati (facendo particolare attenzione all'evento dei parti gemellari, così poco frequente in aree caratterizzate da elevate densità, viceversa molto comune nelle colonie di recente costituzione) sono attività di estremo interesse per la conoscenza della biologia delle diverse specie e per l'acquisizione di nuovi elementi riguardanti le metodologie di reintroduzione.

C. REINTRODUZIONI: PROGETTAZIONE E REALIZZAZIONE

C.a. Progettazione.

Le reintroduzioni di Stambecco o Camoscio realizzate ad opera, o con il contributo, del P.N. Gran Paradiso hanno avuto il seguente "iter burocratico":

– individuazione di aree opportune;

– valutazione di idoneità delle stesse;

– presenza di un Ente promotore e garante (Parco naturale, Amministrazione provinciale, Comunità montana, ecc.);

– verifica delle disponibilità finanziarie da destinarsi al finanziamento degli studi di valutazione ambientale, delle operazioni di cattura (rimborso spese di cattura, per quanto riguarda il P.N.G.P.), del trasferimento degli animali e delle attività di controllo e sorveglianza;

– richiesta di pareri: le operazioni di cattura e di trasferimento di animali sono subordinate alla concessione di specifiche autorizzazioni da parte delle competenti Amministrazioni Regionali, rilasciate "sentito il parere del Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina";

– richiesta all'Ente fornitore degli animali: nel caso specifico, il Parco del Gran Paradiso richiede una documentazione dettagliata sulle caratteristiche dell'area, sulla sua estensione, sui vincoli di protezione e sulle attività di sorveglianza presenti. Dopo sopralluogo di esperti funzionari dell'Ente, avviene la delibera di cessione degli animali.

C.b. Realizzazione.

– cattura degli animali;

– verifica sanitaria, realizzata tramite il controllo di campioni di sangue e feci, prelevati al momento della cattura;

– controllo biometrico e marcatura, effettuata con marchi auricolari di diverso colore, sistemati in modo da rendere riconoscibile a distanza l'animale e risalire all'epoca del suo rilascio;

– trasferimento dai luoghi di cattura a quelli di rilascio (senza addentrarci nel problema della contenzione degli animali durante il trasporto, rileviamo come, per trasferimenti in luoghi in cui il mezzo di trasporto – furgone o autocarro, con cassoni telonati – arrivi fino al punto prescelto per la liberazione, sia opportuno lasciare gli animali liberi nei cassoni, con la sola benda a copertura degli occhi; nel caso in cui gli animali debbano essere trasferiti a notevole distanza dal punto di arrivo del mezzo di trasporto – a braccia, con trattori o elicotteri – è preferibile la sistemazione in casse di legno di dimensioni opportune, variabili da specie a specie);

– rilascio: è preferibile che avvenga contemporaneamente per tutti gli animali appartenenti al contingente trasferito e in presenza del minor numero possibile di persone, evitando le cerimonie a carattere politico e le manifestazioni tipo "festa di piazza", che, per la verità, si verificano con una certa frequenza.

– controlli periodici dell'andamento della colonia, realizzati sia dal personale addetto alla sorveglianza sia da volontari o da escusionisti appassionati (valida e opportuna è in tal senso la predisposizione di schede di osservazione da mettere a disposizione dei turisti che percorrono le zone interessate dalla reintroduzione);

– verifiche annuali dell'andamento della popolazione, tramite censimenti, con registrazione delle nascite e dei casi di decesso (evidenziandone le cause!);

– ripopolamenti annuali.

D. CONCLUSIONI

Per quanto riguarda gli esiti e l'andamento delle colonie di Stambecco e Camoscio create dal P.N.G.P., in questi ultimi trent'anni, gli Autori rimandano alle specifiche pubblicazioni (Peracino e Bassano, 1985 e 1986). Non rimane dunque altro che considerare brevemente l'attuale situazione delle colonie sull'arco alpino e le attuali tendenze nel campo della reintroduzione di ungulati di montagna.

Lo Stambecco è oggi distribuito su buona parte dell'arco alpino italiano, anche se c'è una notevole discontinuità tra i singoli popolamenti, oltre che in Francia, in Svizzera, in Austria e in Jugoslavia, per un totale di circa 22.000 stambecchi, in tutta Europa (G.S.E., 1989). La presenza di ampie soluzioni di continuo tra le varie colonie è da imputarsi principalmente alla mancanza di un organismo centrale in grado di coordinare le operazioni di reintroduzione, individuando i territori idonei e indicando i modi e i tempi di realizzazione delle operazioni.

Il Parco Nazionale del Gran Paradiso ha sempre avuto un ruolo essenziale, per ovvie ragioni, nell'opera di redistribuzione dello Stambecco in Europa, tuttavia si è spesso trattato di una attività passiva, realizzata dall'Ente, ma voluta e coordinata da terze persone, Amministrazioni e Istituti vari, sempre diversi e mai in contatto tra loro, se non addirittura in competizione.

Crediamo sia ormai venuto il tempo che queste operazioni vengano finalmente gestite in base ad una precisa programmazione, di durata pluriennale e che coinvolge tutto il territorio nazionale: prioritaria è la valutazione dello stato delle attuali popolazioni presenti (le colonie da tempo iniziate devono essere ripopolate sino alla loro affermazione), segue l'individuazione di tutte le aree idonee dell'arco alpino, che dovranno essere classificate in base alla loro vocazionalità e quindi alla loro importanza. Si arriverà poi alla fase realizzativa delle singole operazioni, tenendo sempre presente la necessità di creare la colonia partendo da animali di sicura provenienza e validi dal punto di vista morfologico e sanitario.

BIBLIOGRAFIA

A. VARI, (1989) – Notiziario del Gruppo Stambecco Europa – Edito a cura del P.N. Gran Paradiso, Anno secondo, n. 2.

AGHEMO DI PERNO N., (1888) – Dello Stambecco – Tip. Eredi Botta, Torino: 11-12.

FESTA M., 1951, tratto da: A.A. – Il Parco Nazionale del Gran Paradiso – Tip. Impronta, Torino.

MASCHIETTI G., MUTI M., PASSERIN D'ENTREVES P., (1988) – *Serragli e Menagerie in Piemonte, nell'Ottocento, sotto la Real Casa* – Ed. Umberto Allemandi, Torino.

PERACINO V., (1969-1988) – *Relazioni del Servizio Sanitario dell'Ente* – Relazioni non pubblicate, Arch. PNGP, Torino.

PERACINO V. E BASSANO B., (1986) – *Relazione sullo stato delle colonie di Stambecco create dal PNGP* – Collana Scientifica PNGP, Torino.

PERACINO V. E BASSANO B., (1987) – *Fattori di regolazione e aspetti gestionali relativi ad una specie protetta – Camoscio – nei territori del PNGP* – Coll. Scient. PNGP, Torino.

PERCO F., (1977) – *Stambecco. Ipotesi di una reintroduzione nel Friuli Venezia Giulia.* Regione Friuli Venezia-Giulia. Relazione non pubblicata.

OTTINO M., ROSSELLI D., (1989) – *Reintroduzione dello Stambecco in Val Troncea* – Notiziario G.S.E., Ed. PNGP. Torino.

TOSI G., SCHERINI G., APOLLONIO M., FERRARIO G., PACCHETTI G., TOSO S., GUIDALI F., (1986) – *Modello di valutazione ambientale per la reintroduzione dello Stambecco* (Capra ibex ibex L., 1758) – Ric. di Biol. Selvaggina, I.N.B.S., Bologna.

UECKERMANN E., (1952) – *Rehwild und Standort* – All. Der Amblick Graz, Beil.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

G. Ferrario

PIANIFICAZIONE DELL'ATTIVITÀ VENATORIA E GESTIONE DELLA FAUNA SELVATICA

Servizio Faunistico della Regione Lombardia
Piazza IV Novembre, 5 - 20124 Milano

Introduzione e sintesi dei concetti fondamentali.

La gestione della fauna selvatica è attuabile attraverso strumenti che fanno riferimento alla legislazione venatoria statale in primo ordine (L. 968/77) e secondariamente delle singole Regioni (L.R. 47/78 e succ. mod. per la Lombardia), che hanno legiferato in tempi successivi ed in armonia con quanto previsto dalla legge quadro nazionale.

Le tecniche di gestione vere e proprie sono argomenti squisitamente scientifici, basati sullo studio delle popolazioni di animali selvatici. La bibliografia è ormai ricca di argomenti in materia e qui ci limiteremo a fornire un indice sommario di temi inerenti: eco-etologia dei vertebrati superiori in rapporto ai problemi di conservazione; struttura e dinamica delle popolazioni; conoscenza della risorsa-censimenti; piani di prelievo; reintroduzioni, ripopolamenti; allevamenti dei selvatici; controllo delle popolazioni, miglioramento degli habitat e produzione naturale della selvaggina; aspetti sanitari e di patologia della fauna selvatica; organizzazione del territorio e istituti faunistici.

Le tecniche gestionali trovano applicazione nel quadro dei contenuti tecnico-scientifici della legislazione venatoria, specialmente attraverso alcuni dettami particolari. Dalla legislazione discendono quindi i concreti strumenti di protezione e gestione della fauna selvatica, soprattutto per quanto concerne la programmazione degli interventi. Primo fra tutti è l'elenco della fauna cacciabile, dal quale per semplice detrazione consegue quello della fauna protetta. Esiste un elenco a livello nazionale (che protegge ad esempio lupo ed orso in tutto il territorio) entro il quale le singole Regioni possono ulteriormente restringere di anno in anno l'elenco delle specie cacciabili. Da qui ne discende la necessità di compilare ogni anno il calendario venatorio regionale, che stabilisce il numero delle specie cacciabili, i tempi, le modalità di caccia ed i prelievi numerici consentiti. Di fatto il calendario venatorio è uno strumento che se ben utilizzato incide in maniera efficace sulla gestione della fauna selvatica. Ad esso possono essere legate tematiche gestionali rilevanti in quanto si potrebbe ipotizzare ad esempio che talune specie siano dichiarate cacciabili solo sulla base di censimenti dei loro effettivi numerici (cosa peraltro auspicabile per tutte le specie cacciabili).

Di non secondaria importanza, oltre al calendario venatorio, è uno strumento di programmazione derivante dall'applicazione dello art. 6 della L.R. 47/78: la carta delle vocazioni faunistiche. Essa costituisce uno strumento scientifico di pianificazione, base indispensabile per la gestione diretta del patrimonio faunistico, il suo eventuale recupero e le forme appropriate di utilizzazione, nel rispetto dei delicati equilibri ambientali.

La carta delle vocazioni consiste in un esame analitico dell'ambiente regionale in funzione della sua recettività per le singole specie faunistiche, nonché della potenzialità del carico faunistico. In altre parole stabilisce quali specie possono vivere in determinati ambienti.

L'applicazione dei contenuti della carta delle vocazioni alla realtà territoriale costituisce una successiva tappa, che si esplica nella stesura del piano agro-faunistico regionale, quale vero strumento di gestione tecnico-pratico della fauna e del prelievo venatorio ad essa connesso. In altri termini la carta della vocazioni è un progetto scientifico teorico, supportato dalla pura ricerca; potremmo definirlo in termini ecologici uno studio di sinecologia. Il piano agro-faunistico corrisponde al mansionario da applicare alle svariate realtà territoriali: stabilisce quantitativamente dove e come attuare il prelievo, la protezione dell'habitat, delle specie ed il loro incremento.

In Lombardia la carta delle vocazioni faunistiche è stata approntata sin dal 1980 ed in alcune parti è persino divenuta obsoleta, a causa di sopraggiunte modificazioni ambientali. Il piano agro-faunistico è tuttora in fase di elaborazione.

In mancanza di questi precisi strumenti di pianificazione sono scaturiti interventi sporadici di gestione faunistica, spesso incongruenti nei confronti della nostra realtà ambientale e non definiti entro un organico e complesso programma.

Ci si riferisce in particolare alla pratica ormai abusata dei ripopolamenti di selvaggina, chiamata in gergo venatorio, da "piuma" o da "pelo" ed attuata senza i controlli necessari. Questo ha determinato in alcuni casi gravi squilibri, come ad esempio la scomparsa in pianura della lepre autoctona, fenomeno accentuato ovviamente dagli inquinamenti ambientali.

Pianificazione dell'attività venatoria ed implicazioni normative: l'esempio lombardo.

Premessa

Trattando argomenti inerenti la fauna selvatica, vuoi sotto il profilo giuridico che protezionistico o gestionale, è doveroso premettere che qualunque sia l'angolo di visuale il "bene fauna" va inquadrato entro le problematiche riguardanti più in generale la conservazione della fauna selvatica.

Anzitutto gli scopi della conservazione sono il mantenimento e/o la ricostituzione di ecosistemi il più possibile completi e stabili, dei quali la fauna selvatica terrestre ed acquatica costituisce parte integrante in senso strutturale e funzionale, come vero e proprio valore intrinseco. A tali scopi sono interessati tutti i cittadini, consapevoli o inconsapevoli che siano. Dal mantenimento della fauna selvatica ne consegue un utilizzo indiretto ed uno diretto: il primo può essere di carattere culturale, scientifico, estetico e le categorie di cittadini interessate appartengono ad ambientalisti, zoologi, "birds watchers", escursionisti, ... Da una simile fruizione può derivarne anche un indotto economico.

L'utilizzo diretto comporta da una parte uno sfruttamento economico, che dovrebbe essere a completo beneficio degli enti Pubblici (in maniera diretta o per delega a privati); secondariamente un utilizzo attraverso la caccia e la pesca, da parte di quelle categorie di cittadini ascrivibili a cacciatori e pescatori non professionisti.

Se inquadrate entro una simile ottica complessa diventa intuibile quanto difficile risulti operare scelte gestionali che non contrastino ora con l'una ora con l'altra opzione possibile. Di qui la necessità di una normativa completa e complessa, che non lasci spazi ad improvvisazioni e che si intrecci in maniera armonica con i due poli di riferimento obbligati: gli aspetti agricolo-zootecnico-forestali e gli aspetti della tutela degli ambienti naturali.

Di fatto le recenti normative in materia di caccia e pesca interagiscono continuamente con le normative in campo agricolo e protezionistico, sia a livello nazionale che internazionale.

La legislazione di riferimento fa capo a tre livelli gerarchici: gli Organismi internazionali, in particolare la C.E.E., le cui direttive trovano recepimento presso le singole Nazioni; lo Stato, il quale emana disposizioni di cornice (leggi quadro); le singole Regioni, le quali agli effetti dei decreti di delega (vedasi ad esempio il 616/72), nonchè della stessa Costituzione, legiferano in materia di caccia e pesca.

La direttiva C.E.E. più importante (poichè ha avuto i maggiori riflessi sulla normativa italiana in generale), è la n. 409/79, concernente la conservazione degli uccelli selvatici e degli habitat naturali. Essa si prefigge la protezione, la gestione e la regolazione di tutte le specie di uccelli viventi naturalmente allo Stato selvatico nel territorio europeo e ne disciplina lo sfruttamento.

In particolare tale direttiva si è resa famosa in Italia poichè ha costretto il nostro Governo (vedasi Decreto Spadolini) a bandire la cosiddetta uccellagione (cattura con reti, vischio, trappole di uccelli) ed a vietare la caccia di molti piccoli uccelli, tra i quali pettirosso, fringuello, peppola,...

A livello nazionale la normativa in atto si riconduce alle legge 968/77, una legge di cornice che ha comportato ampi rinnovamenti nella gestione della caccia, sino ad allora basata su normative prebelliche (T.U. del 1933), seppur aggiornate da periodici decreti governativi.

L'impostazione della legge 968/77 si è ripercossa a cascata su tutte le legislazioni regionali ed in particolare, per quanto riguarda la Regione Lombardia sulla L.R. 47/78: (modificata dalla L.R. 41/88): "Norme per la tutela della fauna selvatica e disciplina dell'esercizio venatorio". La citata legge ha strutturato il territorio in istituti venatori, ha fissato limiti temporali e quantitativi ai carnieri di caccia, si è prefissa l'intento di pianificare nel tempo la gestione venatoria attraverso successive fasi: la carta delle vocazioni faunistiche, i piani agro-faunistici provinciali, il piano agro-faunistico regionale.

La L.R. 47/78 è stata recentemente aggiornata e modificata dalla L.R. 41/88, la quale pur impiantandosi sul tronco della precedente normativa, presenta aspetti radicalmente innovativi, specie per quanto concerne la protezione ed il recupero degli ambienti naturali, destinando sino al 25% del territorio a zone di protezione.

Val giusto la pena di illustrare brevemente gli istituti venatori, in quanto elemento cardine della programmazione dell'attività venatoria, oltrechè del territorio a tal fine destinato. Essi si suddividono in: *oasi di protezione; zone di ripopolamento e cattura; aziende faunistiche venatorie; aziende agro-venatorie; centri di produzione pubblici e privati di selvaggina; zone per l'addestramento cani con e senza sparo; aree faunistiche omogenee a gestione sociale della caccia; zona alpi* (suddivisa a sua volta in Distretti venatori alpini e Settori), *zona di maggior tutela* (Zona A) e *zona di minor tutela* (Zona B).

Nelle oasi di protezione l'esercizio venatorio è vietato a chiunque (ad eccezione della caccia di selezione agli Ungulati in zona Alpi); la loro istituzione è di competenza regionale su proposta della competente Amministrazione provinciale. Le oasi di protezione hanno come scopo la tutela e l'incremento della fauna selvatica e la tutela degli habitat naturali.

Le zone di ripopolamento e cattura sono anche aree di protezione con lo scopo di produrre selvaggina allo stato naturale, per un successivo rilascio in zone con scarsa presenza di selvaggina.

Le aziende faunistiche venatorie e le aziende agro-venatorie, che concettualmente sostituiscono le vecchie riserve di caccia, sono aree nelle quali il prelievo di selvaggina è soggetto a criteri privatistici particolari, ovvero dietro pagamento di una quota, ma hanno come scopo paritetico quello dell'irradiamento di fauna selvatica. La differenza tra l'uno e l'altro istituto è che nelle aziende faunistiche la selvaggina dovrebbe essere in grado di riprodursi spontaneamente, mentre le seconde hanno come scopo l'allevamento in cattività ed il prelievo delle selvaggina è anche a fini venatori, in modo da assicurare un reddito agricolo integrativo.

A differenza delle prime pertanto le aziende agro-venatorie devono essere collocate in territori di scarso rilievo faunistico ed ambientale.

Le aree faunistiche omogenee a gestione sociale della caccia (Autogestite) propongono un regime di caccia che vincola il cacciatore alla scelta di una sola area di caccia nella regione di appartenenza, gestita con modalità consortili da tutti i cacciatori che vi aderiscono con criteri simili a quelli in vigore per le aziende faunistiche.

Gli altri istituti sono di secondaria importanza ai fini della reale conservazione e gestione faunistica.

La legislazione prevede inoltre che il territorio regionale della zona Alpi sia costituito in zona faunistica sè stante, definita come "riserva alpina". Tale area che coincide grosso modo con il territorio delle Comunità Montane, è ripartita in distretti venatori alpini, gestiti da un proprio comitato di gestione tecnica.

Nella zona Alpi vigono criteri venatori più restrittivi (termine ultimo della stagione di caccia al 31 XII, limitazione degli appostamenti fissi, rapporto numerico cacciatori-territorio fissato per legge).

L'organizzazione dei vari istituti fa capo al piano faunistico venatorio regionale il quale li localizza, individuando le autogestite, le aziende faunistiche ed agro-venatorie, le Zone addestramento cani, le zone di protezione, nonchè la superficie di territorio aperto al libero esercizio della caccia (si rammenta che il concetto di territorio libero alla caccia è ormai obsoleto e pernicioso, in quanto si traduce in territorio non gestito ed è quindi auspicabile la sua definita abolizione).

Alla formazione del piano concorrono le Province ed i Consorzi Comprensoriali di Lecco e Lodi. Poichè il piano si articola in progetti specifici di intervento, proposti dalle Province e dai Consorzi, è necessario che le singole proposte contengano una valutazione dettagliata del territorio agro-forestale e individuino il tipo di intervento adatto ad ogni zona. Oltre ad individuare gli istituti già esistenti il piano dovrà verificare le loro localizzazioni e le modalità gestionali in atto, per adeguarle ai nuovi canoni della pianificazione faunistica. In particolare si deve tenere conto delle caratteristiche essenziali del territorio sotto il profilo ambientale e faunistico, con particolare riguardo alla loro vocazione naturale.

Una nuova problematica affrontata dalla recente normativa riguarda il coordinamento fra il piano faunistico ed il piano degli ambiti protetti dalla L.R. 86/83, tenuto conto del fatto che il 25% del territorio agro-forestale è la percentuale riservata alle aree di protezione, compresi i parchi e le riserve naturali, nelle quali la caccia è comunque vietata.

Un altro aspetto peculiare della L.R. 41/88 riguarda la durata della stagione venatoria, le specie cacciabili, le giornate di caccia (calendario venatorio). La nuova legge ripropone le specie cacciabili distinte per periodo, secondo l'usuale schema della vecchia legge; dall'elenco sono state però cancellate le specie non comprese nell'allegato 2/II della Direttiva C.E.E. 409/79. La cacciabilità inizia dal 18 agosto per alcune specie, ma si

tratta di una indicazione meramente formale perchè l'apertura generale della caccia è differita alla terza domenica di settembre e può essere ulteriormente ritardata alla 1ª domenica di ottobre "per consentire un'adeguata maturazione della fauna stanziale".

La chiusura della stagione è anticipata al 31 dicembre, ma alle Provincie è data la facoltà di autorizzare la caccia da appostamento fisso alle specie migratorie indicate nel calendario venatorio e la caccia in forma vagante fino al 10 marzo ad Anatidi e Limicoli.

Da ultimo è opportuno ricordare che il numero di giornate di caccia scende a 55, scelte dal cacciatore in ragione di tre per settimana (aumentate a cinque nel periodo ottobre-novembre). Tutte queste informazioni debbono essere obbligatoriamente riportate dal cacciatore sul tesserino venatorio, con l'indicazione del numero di capi abbattuti per specie e date di abbattimento, oltre ad indicazioni anagrafiche.

Accanto alla normativa generale venatoria occorre ricordare che esiste una serie specifica di regolamenti regionali approvati con legge, che puntualizzano il funzionamento e l'istituzione degli organismi territoriali o di altre specifiche forme di gestione della caccia (come ad esempio il regolamento per la caccia al cinghiale).

Le tecniche gestionali trovano applicazione nel quadro dei contenuti tecnico-scientifici della legislazione venatoria, specialmente attraverso alcuni dettami particolari.

Per quanto riguarda gli aspetti gestionali veri e propri ci limiteremo a fornire un indice sommario di temi inerenti: eco-etologia dei vertebrati superiori in rapporto ai problemi di conservazione; struttura e dinamica della popolazioni; conoscenza della risorsa-censimenti; piani di prelievo; reintroduzioni, ripopolamenti, allevamenti dei selvatici; controllo delle popolazioni; miglioramento degli habitats e produzione naturale della selvaggina; aspetti sanitari e di patologia della fauna selvatica; organizzazione del territorio e istituti faunistici.

Dalla legislazione discendono quindi i concreti strumenti di protezione e gestione della fauna selvatica, soprattutto per quanto concerne la programmazione degli interventi. Primo fra tutti è l'elenco della fauna cacciabile, dal quale per semplice detrazione consegue quello della fauna protetta. Esiste un elenco a livello nazionale (che protegge ad esempio lupo ed orso in tutto il territorio) entro il quale le singole Regioni possono ulteriormente restringere di anno in anno l'elenco delle specie cacciabili. Da qui ne discende la necessità di compilare ogni anno il calendario venatorio regionale, che stabilisce il numero delle specie cacciabili, i tempi, le modalità di caccia ed i prelievi numerici consentiti. Di fatto il calendario venatorio è uno strumento che se ben utilizzato incide in maniera efficace sulla gestione della fauna selvatica. Ad esso possono essere legate tematiche gestionali rilevanti in quanto si potrebbe ipotizzare ad esempio che talune siano dichiarate cacciabili solo sulla base di censimenti dei loro effettivi numerici (cosa peraltro auspicabile per tutte le specie cacciabili).

Di non secondaria importanza, oltre al calendario venatorio, è lo strumento di programmazione derivante dall'applicazione dell'art. 6 della L.R. 47/78, così come modificata dalla L.R. 41/88: la carta delle vocazioni faunistiche. Essa costituisce uno strumento scientifico di pianificazione, base indispensabile per la gestione diretta del patrimonio faunistico, il suo eventuale recupero e le forme appropriate di utilizzazione, nel rispetto dei delicati equilibri ambientali. La carta della vocazioni consiste in un esame analitico dell'ambiente regionale in funzione della sua recettività per le singole specie faunistiche, nonchè della potenzialità del carico faunistico. In altre parole stabilisce quali specie possono vivere in determinati ambienti.

L'applicazione dei contenuti della carta delle vocazioni alla realtà territoriale costituisce una successiva tappa, che si esplica nella stesura del piano agro-faunistico regionale, quale vero strumento di gestione tecnico-pratico della fauna e del prelievo venatorio ad essa connesso. Il piano agro-faunistico corrisponde al mansionario da applicare alle svariate realtà territoriali: stabilisce quantitativamente dove e come attuare il prelievo, la protezione del'habitat, delle specie e del loro incremento.

In Lombardia la carta delle vocazioni faunistiche è stata approntata sin dal 1980 ed in alcune parti è persino divenuta obsoleta, a causa di sopraggiunte modificazioni ambientali. Il piano agro-faunistico è tuttora in fase di elaborazione.

In mancanza di questi precisi strumenti di pianificazione sono scaturiti interventi sporadici di gestione faunistica, spesso incongruenti nei confronti della nostra realtà ambientale e non definiti entro un organico e complesso programma.

Ci si riferisce in particolare alla pratica ormai abusata dei ripopolamenti di selvaggina, chiamata in gergo venatorio, da "piuma" o da "pelo" ed attuata senza i controlli necessari.

Questo ha determinato in alcuni casi gravi squilibri, come ad esempio la scomparsa in pianura della lepre autoctona, fenomeno accentuato ovviamente dagli inquinamenti ambientali.

Leggi di riferimento in materia di caccia

– Direttiva del consiglio della C.E.E. n. 409 del 2 aprile 1979, concernente la conservazione degli uccelli selvatici.

– Legge n. 968/77

– L.R. n. 47/78 "Norme per la protezione e la tutela della fauna e la disciplina dell'esercizio venatorio".

– L.R. 41/88 "Modifiche ed integrazioni della L.R. 47/78.

– L.R. n. 8, 23/1/1981 "Termini di versamento della tassa sulle concessioni regionali per l'esercizio venatorio".

– R.R. n. 2 23/11/1979, "Regolamento per gli allevamenti a scopo amatoriale alimentare in attuazione dell'art. 35, della L.R. 47/78.

– R.R. n. 1,24/5/1980 "Disciplina della Zone per l'addestramento dei cani e delle gare cinofile".

– R.R. n. 2, 10/6/1980 "Disciplina e gestione dell'esercizio venatorio nella Zona faunistica delle Alpi".

– R.R. n. 3, 22/12/1980 "Disciplina delle Aziende faunistico-venatorie di cui all'art. 36 della legge 27/12/1977, n. 968".

– R.R. n. 1, 30/6/1981 "Funzionamento dei fondi provinciali per la tutela della produzione agraria, art. 40 della L.R. 47/78".

– Delibera della Giunta regionale 22/1/1980, n. 2/28799 "Istituzione delle aree faunistiche omogenee a gestione sociale della caccia ed approvazione del relativo regolamento tipo ai sensi dell'art. 17 della L.R. 47/78".

– R.R. n. 2, 23/4/1988 "Disciplina della gestione e del prelievo venatorio del cinghiale nel territorio della Regione Lombardia".

** N.B. Alcuni regolamenti sono in corso di revisione per adeguamento alla nuova normativa (L.R. 41/88).

Le basi tecnico-scientifiche della pianificazione venatoria: considerazioni.

Premessa

L'uso della risorsa fauna selvatica sotto il profilo venatorio è corretto solo se improntato al rispetto dei principi biologici ed attuato mediante tecniche appropriate di gestione faunistica.

Il risalto concesso all'aspetto venatorio è un atto dovuto per "compito d'istituto", poichè d'altro canto si è dell'avviso che l'opzione "caccia" sulla fauna selvatica sia da valutare solo nell'ambito di complessi schemi socio economici. Peraltro l'attività venatoria è tra quelle che attualmente, almeno nel nostro Paese, determina il maggior impatto diretto sulla fauna selvatica e quindi è bene che tecnici e ricercatori, di buon grado o "obtorto collo", si impegnino nel finalizzare i propri intenti alla individuazione di modelli di gestione faunistica entro i quali far coesistere l'attività venatoria, quale strumento di gestione, se non persino di conservazione della fauna selvatica. Di qui l'importanza dell'impiego di rigorose tecniche applicate alla gestione venatoria, con particolare riferimento ai censimenti ed alla loro utilità per poter pianificare il prelievo e, in termini più conservazionistici, per conoscere la dinamica di popolazione di una determinata specie. I dati sui prelievi si possono successivamente utilizzare per un approfondimento di conoscenza dello "status" di una specie, conoscenza che il solo censimento non è in grado di fornire.

La gestione venatoria dovrà passare quindi attraverso le seguenti tappe obbligate: la conoscenza quantitativa della risorsa, la predisposizione di piani di prelievo ad essa commisurati e tendenti al raggiungimento delle massime capacità faunistiche dell'ambiente, la verifica degli abbattimenti effettuati.

Leopold già nel 1933 definiva "l'equazione della vita" per le specie di fauna selvatica come il bilancio numerico annuale della popolazione di una data area, determinato dall'insieme dei fattori che agiscono sulla specie nel corso di un normale anno solare. In questa semplice definizione rientrano tutti i principi fondamentali della dinamica di popolazione (densità per unità superficie, struttura delle classi di sesso ed età, produttività) e le cause che ne influiscono l'andamento (riproduzione, movimenti e mortalità dei soggetti entro una determinata area).

Il prelievo con il fucile può essere considerato una forma di predazione umana. Tale definizione si addice molto per prelievi attuati su animali migratori, per i quali è difficile stabilire a priori i soggetti da prelevare e pertanto l'uccisione è causale. Per gli altri animali, residenti (o stanziali in gergo venatorio) è possibile parlare di "harvest" (raccolta della produzione annuale), in analogia al significato che il termine possiede nel campo agricolo. Comunque si voglia intendere, predazione o "mietitura", il prelievo venatorio può essere accettato solo se controllato nel suo impatto sulla fauna, ovvero controllo del numero di cacciatori, delle dimensioni dei carnieri, dei tempi di caccia e dei territori di esercizio della stessa.

Parallelamente occorre indagare la popolazione oggetto del prelievo a cominciare dal dato più banale: di quanti animali è costituita. Questo dato è ricavabile dai censimenti, per l'esecuzione dei quali attualmente si sono sviluppate svariate tecniche, a seconda del gruppo zoologico di appartenenza, delle abitudini degli animali, degli ambienti di vita, delle finalità gestionali, delle sempre più nuove tecnologie impiegate. I censimenti esprimono sostanzialmente due dati di base: la quantità di animali, che può essere

espressa in termini di densità relativa, (ovvero di numero di capi per unità di superficie); la struttura demografica, ovvero il sesso e l'età, (anche se non per tutte le specie è attuabile tale differenziazione). In presenza di questi dati si ritiene normalmente attuabile un piano di prelievo secondo percentuali standardizzate per le singole specie, in dipendenza della loro biologia e produttività.

Ai fini di una completa conoscenza dello status di una "popolazione" e della sua potenzialità è necessario poter disporre di un altro dato fondamentale: la dimensione dell'intero areale effettivamente occupato. L'attuale uso del territorio ne ha determinato una frammentazione creando confini invalicabili per la maggior parte delle specie animali. Questo ha provocato di fatto la formazione di micro popolazioni isolate, per le quali si potrebbe applicare la teoria dell'isolamento biogeografico, che mette in relazione diretta il numero di specie con le dimensioni dell'area occupata. Esempi concreti possono essere offerti dalla popolazione di orsi trentini, incapace di aumentare per il loro costante confinamento geografico, così come locali popolazioni di Tetraonidi, confinante a piccole isole, circondate da ambienti divenuti inospitali. Una gestione venatoria troppo settorializzata potrebbe di fatto favorire l'instaurarsi di isola "biogeografiche" con le relative conseguenze.

L'attività venatoria correttamente impostata deve dunque basarsi sulla conoscenza dei seguenti elementi, ai fini della formulazione dei piani di abbattimento: la consistenza numerica suddivisa per classi di sesso ed età, il bilancio numerico della popolazione, incluse immigrazioni o emigrazioni.

In realtà, anche per specie ritenute ormai supercollaudate da un punto di vista venatorio, è lecito porsi dubbi sull'impostazione del piano di abbattimento soprattutto per quanto riguarda la conoscenza del rapporto naturale tra i sessi, sul quale esistono documentazioni contrastanti.

Ad esempio Schloeth (1972) in Raffin (1982) riferisce che per il Parco Nazionale Svizzero dell'Engandina, secondo statistiche pluridecennali, il rapporto sessi nei camosci è di 1:2.17; parimenti altri Autori riferiscono differenti rapporti tra i sessi anche nei cervi, rapporti condizionati ad esempio da stress sociali. Rimane comuque valido il fatto che alla nascita il rapporto sessi è 1:1. Sono ulteriori eventi biologici o sociali che fanno variare tale rapporto.

Un altro fondamentale elemento, accanto ai dati dei censimenti, è la conoscenza della "carrying capacity"; questo al fine di poter pianificare lo sviluppo della popolazione attraverso un adeguato piano di abbattimento. Proviamo ad immaginare per esempio due situazioni estreme in due differenti popolazioni: una nella quale non esiste alcun prelievo da parte dell'uomo e l'altra nella quale il prelievo è molto elevato. Nel primo caso, in assenza di altri fattori limitanti, la popolazione raggiungerà presto la "carrying capacity"; la competizione intraspecifica diverrà elevata, a svantaggio dei giovani, degli anziani e dei debilitati. Anche la mortalità sarà maggiormente a carico dei più vecchi, mentre l'età riproduttiva sarà più ritardata a causa della forte competizione sui giovani, che ha come conseguenza il ritardo della maturità sessuale. In questa situazione la sopravvivenza dei giovani dell'anno sarà più scarsa, la mortalità degli anziani elevata, mentre saranno numerose le classi intermedie.

Per contro, una popolazione sulla quale si esercita una elevata pressione venatoria su entrambi i sessi, presenta una struttura differente. La competizione intraspecifica non è alta ed è tale da permettere la sopravvivenza delle classi più deboli. Inoltre il prelievo riduce di per sè anche le classi dei riproduttori e riduce contemporaneamente il numero di individui che potenzialmente possono invecchiare. Questo porta ad avvantaggiare proporzionalmente i giovani, che maturano più precocemente e producono altri giovani. In altri termini una simile popolazione presenta un rapido turnover ovvero un tasso di

crescita più elevato, anche se non ha raggiunto la "carrying capacity". Questo tipo di popolazione può sostenere meglio un prelievo che non una popolazione la cui dimensione abbia raggiunto la "carrying capacity". Si tratta di equilibrare la popolazione al punto di maggior tasso di crescita, che non coincide con il livello di "carrying capacity". Questo è valido per popolazioni il cui tasso di crescita è densità-dipendente.

Come è pertanto facilmente intuibile il puro dato del censimento, estraniato da tutti gli altri fattori e parametri, ci aiuta ben poco nel programmare lo sviluppo di una popolazione di fauna selvatica. Il dato quantitativo va quantomeno accompagnato dalla struttura delle classi di età e di sesso, dalla dimensione territoriale dell'areale della popolazione censita, dalla potenzialità del territorio in esame e se possibile dall'opzione gestionale prescelta per quella data popolazione.

Esaminando il campo specifico gestionale dei Mammiferi, in Lombardia e in Italia in generale, per alcune specie è più semplice raccogliere queste informazioni, in particolare per gli Ungulati, per altre è più difficile, se non impossibile.

Di fatto tra le specie dei Mammiferi cacciabili è possibile impostare correttamente un piano di abbattimento, sulla base di quanto sopra esposto, praticamente solo per il camoscio; per il cervo pur potendosi stimare gli effettivi numerici, siamo carenti sotto il profilo della conoscenza della dinamica di popolazione (struttura in classi di sesso ed età), così come per il capriolo ed il cinghiale la cui stima numerica è in aggiunta di difficile valutazione. (Nella tab. 1 vengono riportate a titolo esemplificativo le percentuali di prelievo applicate a popolazioni di cervi, caprioli e camosci in alcuni Distretti alpini della Regione Lombardia).

La lepre comune non è gestibile a causa dei ripopolamenti massicci che falsano completamente i dati sotto il profilo della dinamica di popolazione. (Si pensi che solo nel 1988 sono state liberate più di 20.000 lepri di allevamento, dalle sole Amministrazioni provinciali ad esclusione dei lanci effettuati da privati e associazioni venatorie locali).

La lepre variabile non risulta attualmente censibile se non su ristrettissime aree campione, così come la volpe ed i carnivori in generale. Per la volpe, a causa della recente epidemia di rabbia silvestre cui è stata soggetta, sono stati approfonditi alcuni aspetti di biologia e di dinamica di popolazione soprattutto in alcune vallate a rischio d'infezione.

Il coniglio selvatico ha rappresentato un'occasione di indagine solo recentemente in relazione ai danni provocati dalla specie alle colture agricole (pioppeti e piantine di mais). Diversamente non pone interessi a causa del suo scarso valore venatorio.

Paradossalmente esistono due specie di mammiferi ora protette il cui stato delle conoscenze biologiche e di dinamica di popolazione potrebbe permettere di formulare un'ipotesi di prelievo venatorio: lo stambecco e la marmotta. La marmotta in particolare, almeno in Lombardia, ha raggiunto livelli di popolazione sicuramente più stabili nei confronti di un impatto venatorio, che non la lepre variabile o i Tetraonidi. (Mi sentirei pertanto di proporre una chiusura almeno temporanea della lepre in cambio dell'apertura della marmotta).

(Nella tabella 2 in appendice vengono riportati i dati relativi alle fluttuazioni numeriche degli ultimi anni dei Mammiferi cacciabili in Lombardia, nonchè i grafici dei prelievi relativi a Ungulati, lepre variabile, volpe; grafici 1-2-3-4).

In questa situazione di notevole insufficienza dei dati necessari per poter formulare adeguati piani di abbattimento e fin anche scelte gestionali scevre di interessi venatori, si delinea la possibilità di riscatto dell'attività venatoria nei confronti della conservazione

della fauna selvatica. Ciò può verificarsi attraverso le statistiche di caccia, ovvero attraverso l'esame del numero di capi abbattuti per singole specie anno per anno. Se la serie storica si protrae per molti anni, con l'impiego dei calcolatori e di procedure standardizzate di analisi matematico-statistiche, le informazioni ottenibili sono formidabili.

Tale affermazione è oltremodo importante per quelle specie per le quali risulta difficile o impossibile eseguire accertamenti estensivi delle consistenze. Viceversa i dati sui prelievi, correlati agli andamenti metereologici stagionali, ai luoghi di cattura e al numero totale di giornate di caccia effettuate (definibili come unità di sforzo) permette di calcolare indici di abbondanza relativa e spesso stime delle consistenze molto prossime alla realtà. Infatti il numero delle giornate di caccia rilevato dai tesserini permette di valutare di anno in anno la media delle giornate utilizzate dal cacciatore e di calcolare dal rapporto con i prelievi, l'unità di sforzo per la cattura di un capo. Questo indice è correlato con le consistenze degli animali selvatici.

Nel caso, specifico ed emblematico della lepre bianca questa sarebbe l'unica tecnica attualmente utilizzabile per poterne stimare la consistenza. La rispondenza diretta tra prelievi e consistenze numeriche della popolazione è stata direttamente verificata nel corso del 1983 quando nella esecuzione di un censimento estensivo del gallo forcello in Lombardia si è rilevato un ottimo successo riproduttivo, cui ha fatto seguito un incredibile aumento dei prelievi nel successivo autunno.

A titolo esemplificativo si riporta il caso esaminato da Scherini G. (1989) per la provincia di Sondrio relativo all'esame dei prelievi della lepre bianca negli anni 78/87, dal quale risulta che il numero medio di animali catturati è di 260 capi/anno. Sulla base della media dei prelievi e nell'ipotesi che questo incida sulla consistenza autunnale in una percentuale determinata, si può calcolare il contingente presente in autunno. Si possono ipotizzare due casi: A), che il prelievo incida sul 40% della popolazione, sicchè il contingente stimato dovrebbe essere di 650 capi; B), prelievo del 25% – contingente stimato 1.040 capi.

Dallo studio di Scherini risulta inoltre una diretta rispondenza delle fluttuazioni di popolazione tra lepre bianca, gallo forcello e pernice bianca in base alla correlazione significativa emersa tra i dati relativi agli abbattimenti delle specie citate. (graf. 5), pertanto emerge la possibilità di pianificare il prelievo della lepre bianca in rapporto al risultato delle valutazioni quantitative effettuate su gallo forcello e pernice bianca. (Tali risultati sono confortati dall'aver constatato una simile fluttuazione anche nella lettura delle medesime serie storiche degli abbattimenti delle 4 specie citate in valle d'Aosta).

Un altro dato ricavabile dall'esame delle statistiche di caccia è il successo riproduttivo, ottenibile confrontando il rapporto tra il numero di individui giovani catturati, nati dell'anno, e il numero di adulti catturati (ad esempio per la lepre il peso è funzione dell'età, in quanto individui sotto i 1.800 gr. sono in genere da attribuirsi a giovani dell'anno).

L'esame delle statistiche di caccia è una assoluta novità per la gestione venatoria in Italia, salvo sporadici casi, mentre in altre realtà è pratica ormai ben consolidata.

In Nord America qualunque piano di gestione non può prescindere all'esame delle serie storiche degli abbattimenti, correlati allo sforzo di caccia. In Europa la Nazione meglio organizzata è la Danimarca dove fin dal 1940 è in vigore un sistema di lettura dai carnieri di caccia dei singoli cacciatori. Questi dati forniscono così un indice di abbondanza della fauna selvatica da oltre 40 anni. Nel vicino Cantone Grigione le serie storiche risalgono al 1877 e costituiscono uno strumento tanto preciso da consentire

una gestione venatoria basata sui dati ricavati dall'esame delle statistiche di caccia. Ovviamente nell'esame dei grafici degli abbattimenti occorre tener conto delle variabili che possono intervenire di anno in anno modificando i "trends" della popolazione, come per esempio la chiusura ad una specie può far aumentare la pressione venatoria su di un altra.

Occorre infine considerare che oltre ai dati relativi agli indici di abbondanza le statistiche di caccia possono fornire molteplici altre informazioni: l'età e sesso degli animali abbattuti sono elementi di estrema utilità per la conoscenza della struttura della popolazione; il peso può fornire elementi di valutazione sulla bontà dell'habitat, il peso del grasso perirenale è un indice dello stato di nutrizione dell'animale; le cicatrici uterine sono indice della fertilità; l'esame del contenuto stomacale è una diretta osservazione della dieta.

Al cacciatore in conclusione dovrebbe essere richiesto uno sforzo compilativo del tesserino di caccia, pressochè nullo, ma vista la sua estrema importanza agli effetti della conservazione della fauna selvatica il mancato rispetto di tale norma dovrebbe essere punito severamente, quanto meno al pari di un automobilista che viaggia senza patente di guida.

TABELLA I - Percentuali di prelievo, riferite alle singole classi di età, applicate al camoscio (da Tosi e Spagnesi, 1985)

Classe	Età	% classi popolamento estivo		% abbattimento nelle diverse classi rispetto alla consistenza della classe	% abbattimento nelle diverse classi rispetto al totale dei capi abbattuti
0	Capretti		18%	0-10%	0-10%
I-II	1 anno 2-3 anni	12% 18%	30%	30%	50% soprattutto di 1 anno
III	4-10 anni		40%	10%	20-25% abbattimento prevalentemente sanitario
IV	› 10 anni		12%	30%	20-25% abbattimento di raccolta

Per Capriolo e Cervo si ipotizza un prelievo del 10% sulla consistenza estiva che può essere esteso al 20-30% in casi particolari.

Il rispetto è assoluto nelle classi d'età intermedie in popolamenti numericamente ridotti, suscettibili di potenziale espansione o di nuove colonie di insediamento recente.

Età		% abbattimento rispetto alla consistenza della classe	% abbattimento rispetto al totale dei capi abbattuti
capriolo	1 anno	20%	80%
	2-6 anni	0	0
	› 6 anni	20%	20%
cervo	1-3 anni	20%	80%
	4-10 anni	0	0
	› 10 anni	20%	20%

Nel caso di popolamenti già attestati e sufficientemente numerosi:

capriolo	1 anno	12,5%	50%
	2-6 anni	4%	20%
	› 6 anni	30%	30%
cervo	1-3 anni	12,5%	50%
	4-10 anni	4%	20%
	› 10 anni	30%	30%

TABELLA 2 - Status numerico delle popolazioni di alcuni mammiferi in Lombardia (situazione aggiornata all'autunno 1988).

	BERGAMO	BRESCIA	COMO	SONDRIO	VARESE	MILANO	CREMONA	MANTOVA	PAVIA	Aziende F.V. Zona Alpi	Parco Naz. STELVIO Pr. SO/BS	REGIONE	TENDENZA
STAMBECCO	50	=	=	300	=	=	=	=	=	=	450	800	↑
CAMOSCIO	1462	230	600	2400	100	=	=	=	=	1630	700	7122	↑
MUFLONE	=	=	=	=	40	=	=	=	=	100	=	140	↑
CERVO	40	120	250	1100	P	=	=	=	=	25	500	2035	↑
CAPRIOLO	1500	730	1100	1500	70	=	=	=	40	160	400	5500	↑
DAINO	=	=	=	=	P	P	=	=	P	=	=	200 ca	|
CINGHIALE	=	=	=	=	180	30	=	=	450-500	=	=	700-900	↑
MARMOTTA?	1500 2500	3000 5000	1300 1500	10000 11000	=	=	=	=	=	P	P	16000 20000	↑
LEPRE BIANCA?	240 300	1000 1600	20 30	600 1000	=	=	=	=	=	20 30	P	1900 2900	↓
LEPRE EUROPEA	R I P O P O L A T A (oltre 20.000 capi ripopolati nel 1988)												
CONIGLIO S.	P	P	P	=	P	P	P	P	P	=	=	15000 20000	↑
VOLPE?	500 600	700 800	550 600	1000 1300	250 400	250	300	400	500 600	P	P	4200 5300	↑

Grafico n. 1

N. di capi abbattuti di cervo, capriolo, camoscio negli anni 1980-1987 nel territorio alpino della Regione Lombardia. Gli istogrammi riportano i dati riferiti alla stagione 1987 suddivisi per provincia.

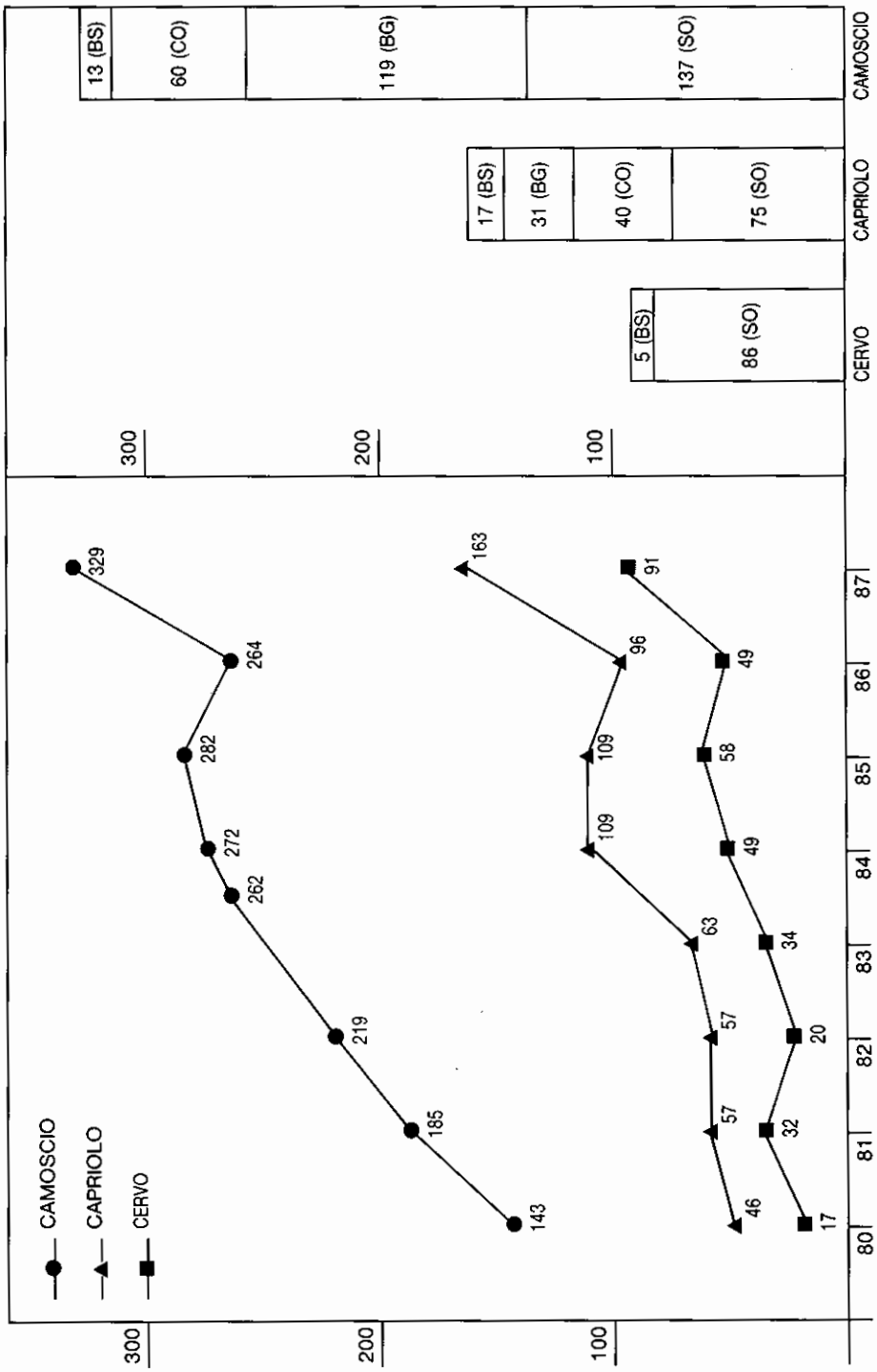


Grafico n. 2
Confronto tra il prelievo di ungulati in provincia di Trento (TN) e nella zona Alpi della Regione Lombardia (R. L.)

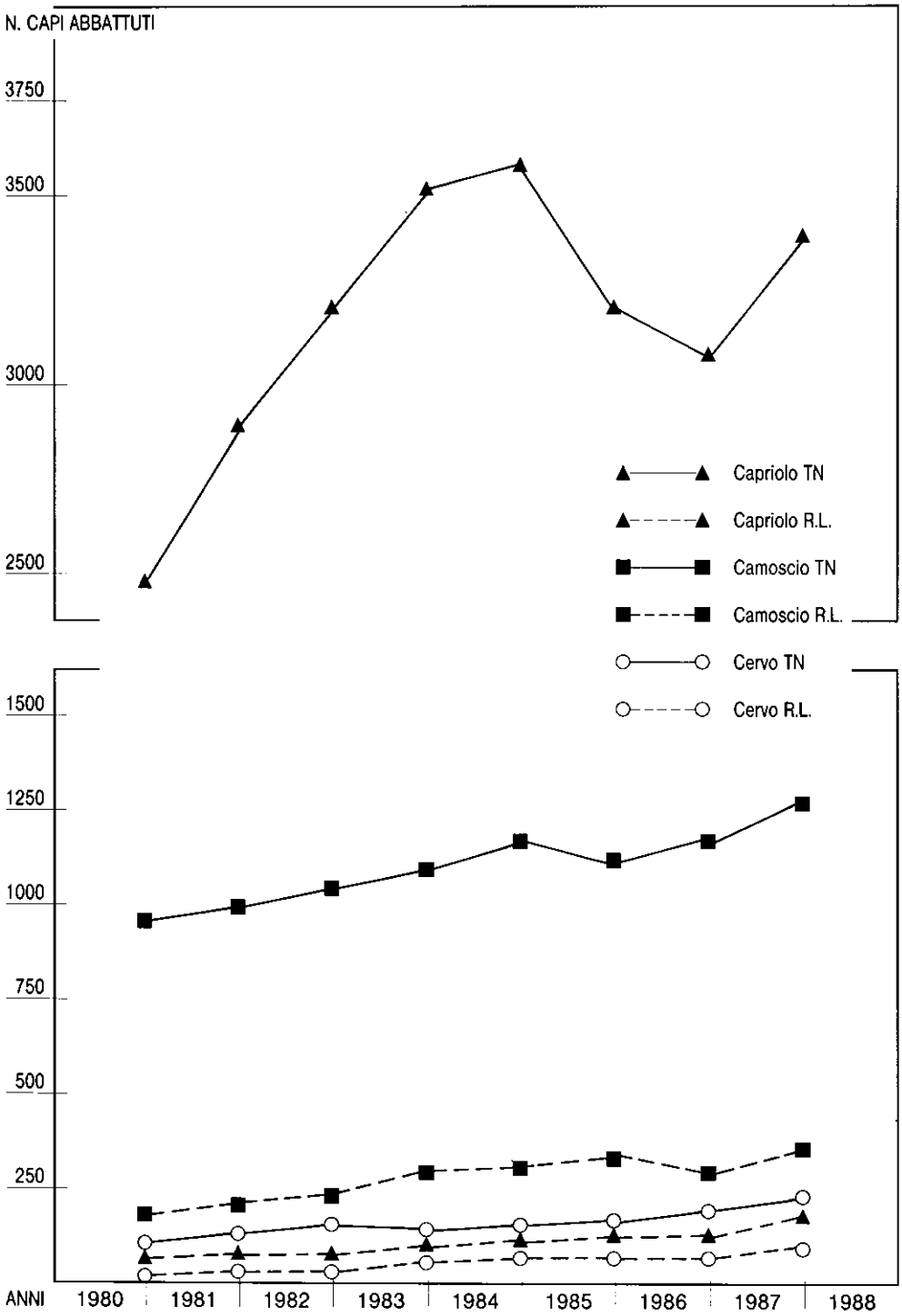


Grafico n. 3
Esame dei prelievi di lepre bianca anni 80-87 comparati tra le province di SO-BS-AO e per gli ultimi tre anni con il Cantone Grigioni (CH).

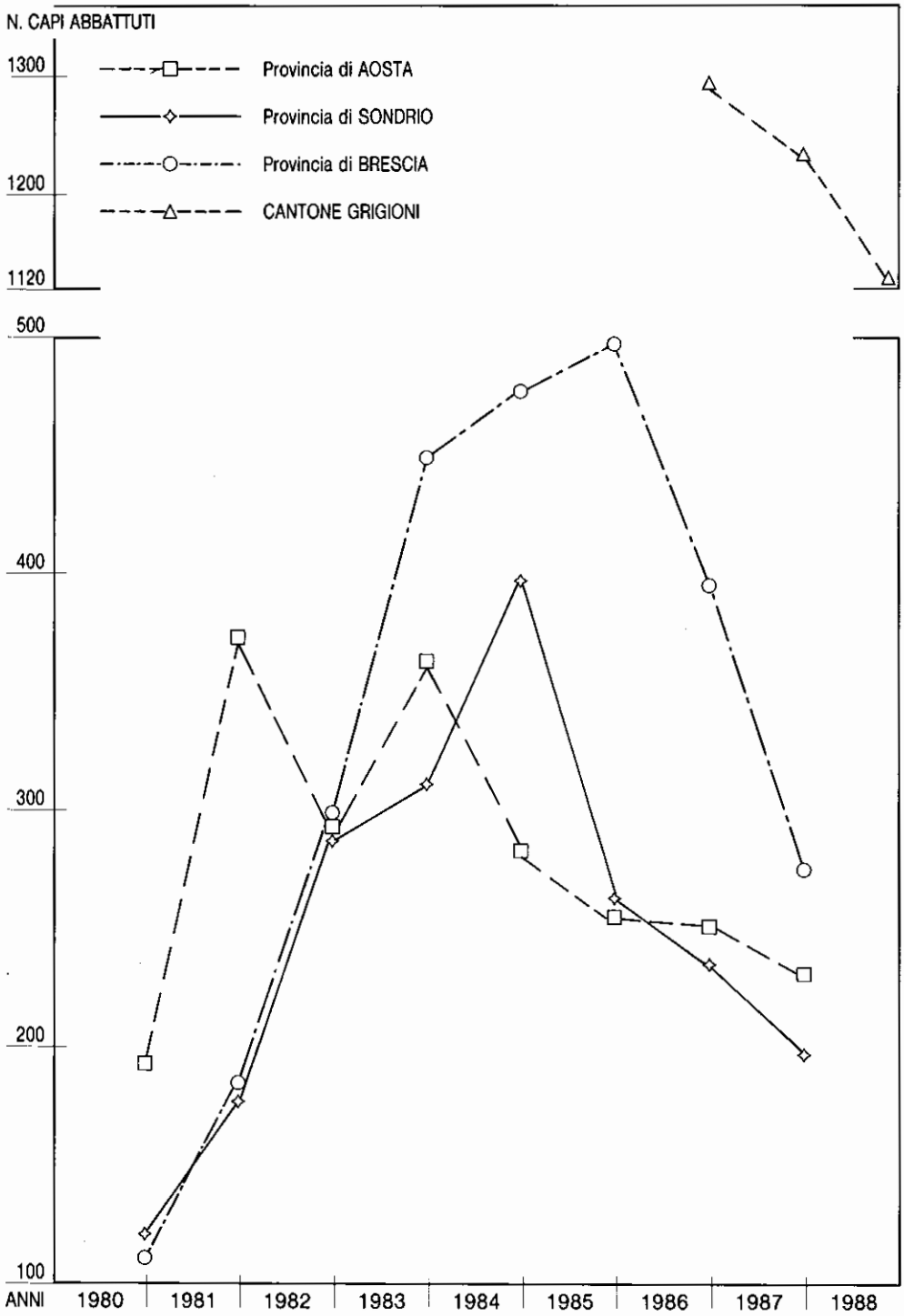


Grafico n. 4
Numero di volpi abbattute in Regione Lombardia negli anni 1981-1987. Per il 1988 i dati sono parziali.

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	**1988**
BERGAMO	113	110	172	150	135	59	67	–
BRESCIA	311	–	408	591	600	100	73	–
COMO	12	117	412	441	325	200	75	–
SONDRIO	304	295	249	189	89	21	–	–
VARESE	28	–	83	76	105	79	172	**16**
MILANO	–	2	8	10	15	5	29	**18**
CREMONA	–	–	–	–	–	–	–	–
MANTOVA	11	14	24	22	58	–	–	–
PAVIA	400	400	200	200	400	600	–	–
REGIONE	**1179**	**938**	**1556**	**1629**	**1727**	**1064**	**416**	–

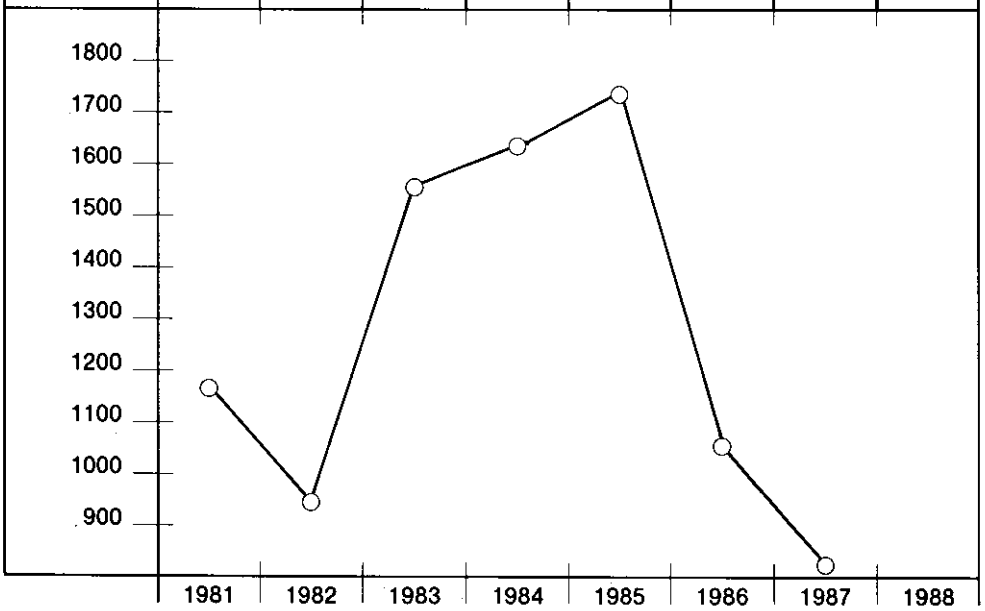


Grafico n. 5
Da Scherini G., Tosi G., Piano Agrofaunistico della Provincia di Sondrio. 1989.
Confronto del prelievo venatorio in provincia di Sondrio negli anni 1978-1987 Gallo forcello - Pernice bianca - Lepre variabile - Coturnice. *(da Scherini G., 1988).*

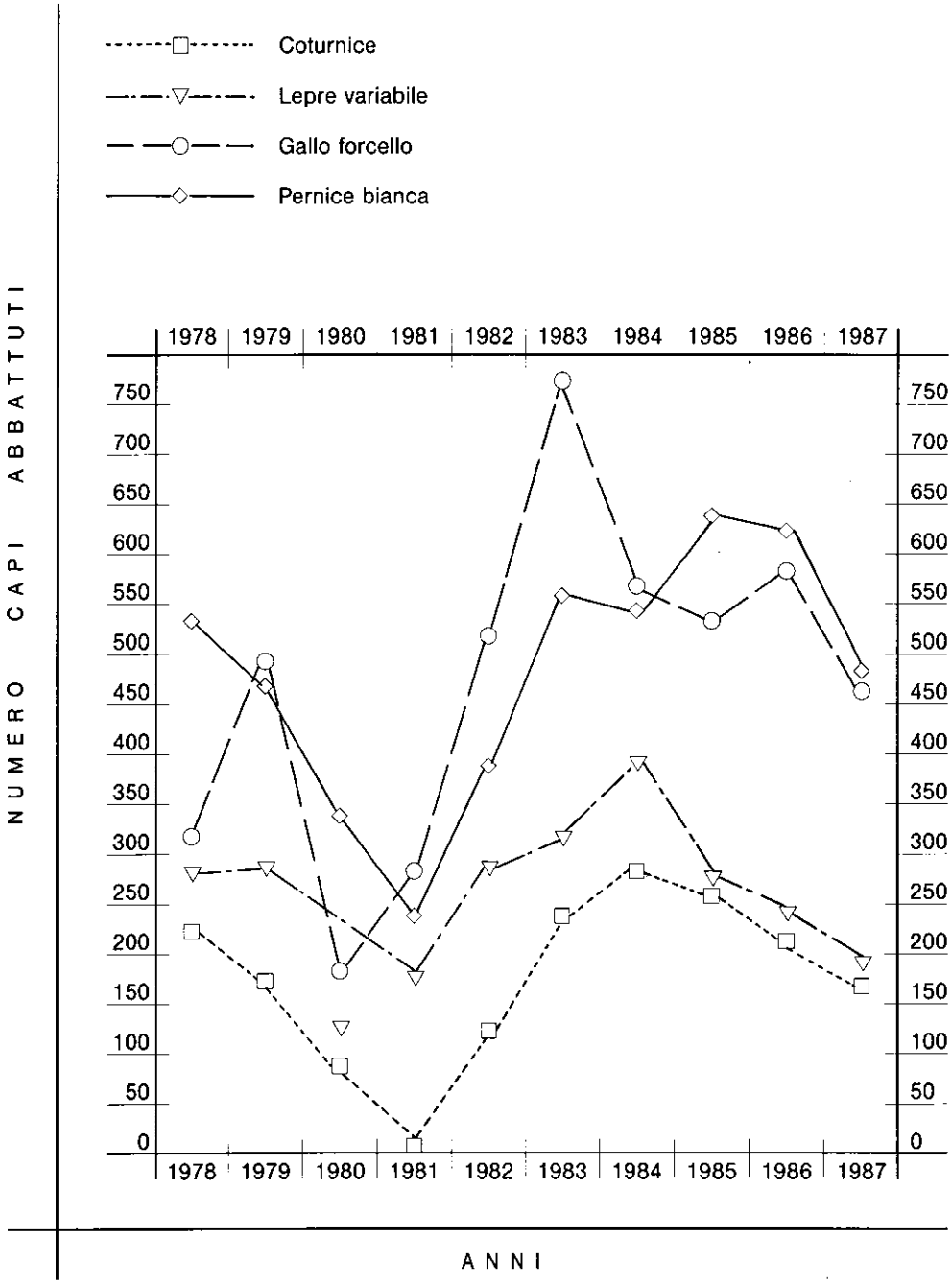
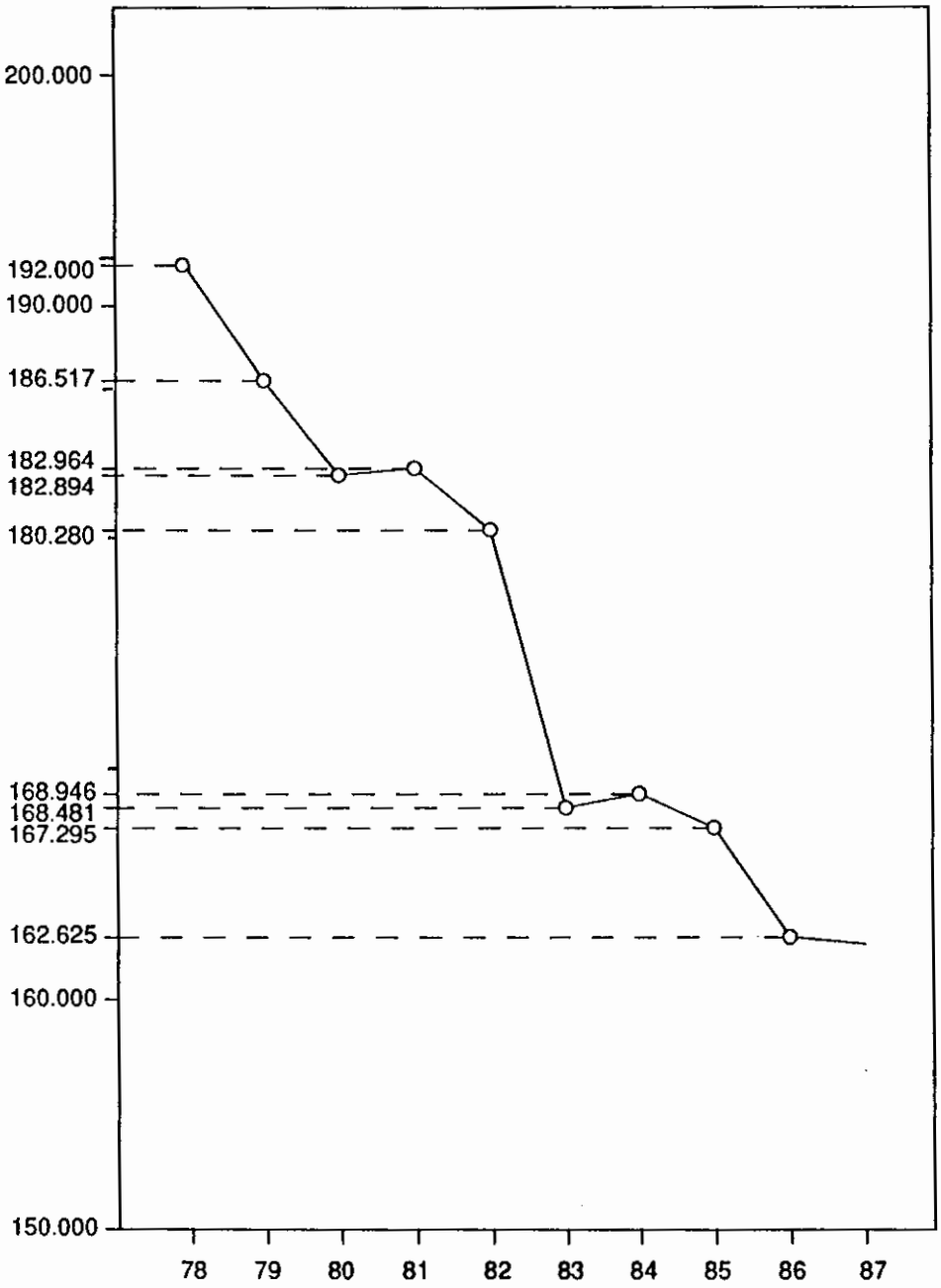


Grafico n. 6
Numero dei cacciatori in Regione Lombardia anni 1978-1987.



BIBLIOGRAFIA

BUNNEL F.L. (1978). *Basic considerations for study and management programmes. Constraints of small populations.* Proceed. Working Meet. IUCN Survival Service Commission, IUCN, Morges, CH, 264-287.

BUNNEL F., LLIS R., STEVENSON S. (1979). *Evaluating Ungulate Populations and Range in British Columbia.* Forty-third North American Wildlife Conference. 311-322.

BOECKLEN W., GOTELLI N. (1984). *Island biogeographic theory and conservation practice: Species-area or specious-area relationships?* Biolog. Conserv. 29: 63-80.

Canadian Wildlife Service (1978). *The wildlife valuation problem: a critical review of economic approaches.* Occasional paper N. 37. Cat. N. CW69-1/37.

Cantone Grigioni (1987). *Graubunden Landesbericht.* Coira, CH, 120.

CASSANI M. (1983). *Osservazione sulla costituzione e distribuzione del camoscio e della marmotta nel Canton Ticino.* Dip. Economica pubblica, Bellinzona, CH.

FERRARIO G. (1987). *Monitoraggio delle popolazioni di Ungulati nel territorio alpino della Regione Lombardia,* Atti I convegno Naz. Biol. Selv., Bologna.

F.I.D.C. (1985). *Progetto faunistico dell'Appennino.* Atti. Pescara, 1-195

HUDSON P., RANDS M. (1988). *Ecology and management of gamebirds.* BSP professional books, Oxford.

LEEUWENBEGR F. (1987). *Some examples of game statistics in the Netherlands.* XVIII I.U.G.B. Congress, Crakow, Polonia.

LEOPOLD A. (1933). *Game management.* Scribner's sons, New York.

MATTHEWS G. (1988). *The estimation of population size: theory and practice.* Atti Conv. Intern. Ambiente-Agricoltura-Fauna, Roma. Supp. Ric. Biol. Selv. Vol. XIII Ozzano.

MCCOY E. (1983). *The application of Island-biogeographic theory to patches of habitat: how much land is enough?* Biol. Conserv. 25: 53-61.

PRO NATURA (1985). *Parchi naturali e abbattimenti selettivi.* Atti. Natura e società. Supp. N. 14.

PROVINCIA DI COMO (1988). *Piano agrofaunistico.* Como.

PROVINCIA DI SONDRIO (1988). *Piano agrofaunistico.* Sondrio.

PROVINCIA DI TORINO (1986). *Ungulati selvatici e territorio. Indirizzi di gestione.* Atti Convegno Naz., Torino.

PROVINCIA DI TRENTO (1989). *Statistiche di caccia.* Servizio Forestale Caccia e Pesca. Trento.

RAFFIN .P. LEFEUVRE J.C. (1982). *Chasse et conservation de la faune sauvage en France.* Biol. Conser. 23: 217-241.

REED T. (1983). *The role of species-area relationships in reserve choise: a British example.* Biol. Conserv. 25: 263-271.

REGIONE AUTONOMA VALLE D'AOSTA (1987). *Statistiche e grafiche sugli abbattimenti degli animali selvatici.* Corpo forestale, Aosta.

REGIONE AUTONOMA VALLE D'AOSTA (1988). *Faune Sauvage: gestion, problemes en Valais, Savoie, Piemont, Vallee d'Aoste.* Atti Conv., Aosta.

REGIONE LOMBARDIA, SETTORE AGRICOLTURA E FORESTE (1986). *Nota congiunturale.* Lombardia Verde, 3: 144-160.

REGIONE LOMBARDIA, SETTORE AGRICOLTURA E FORESTE, (1979-1987). *Note congiunturali.* Lombardia Verde, Milano.

SCHERINI G. (1989). *Tesserino e prelievo venatorio.* Manoscritto inedito. Sondrio.

STRANDGAARD H. (1988). *The importance of game statistics and wing collection for the estimation of population dynamics.* Atti conv. Intern. Ambiente-Agricoltura- Fauna, Roma. Supp. Ric. Biol. Selv. Vol. XIII. Ozzano Emilia.

WESTERN ASSOCIATION OF FISH AND WILDLIFE AGENCIES (1980). *Proceeding of the western states elk workshop.,* Cranbrook, Province of British Columbia, CND.

WILDLIFE SOCIETY (1971). *A manual of wildlife conservation.* The wildlife society, Washington, D.C., Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia. 1989-1990

G. Colombi

PROBLEMI E ORGANIZZAZIONE DEL SERVIZIO DI VIGILANZA NEL SETTORE DELLA CACCIA, PESCA E TUTELA AMBIENTALE

Azienda Faunistico Venatoria Valle Belviso Barbellino
Sede Servizio Vigilanza - Via Panoramica 2 - 23031 Aprica

Nel termine relativamente generico di «Agente di vigilanza» nel settore caccia, pesca e ambiente, sono comprese diverse figure professionali e non: guardiacaccia, guardiapesca, guardie ecologiche, guardie forestali ecc. in rapporto alle varie specializzazioni richieste dalla tutela del territorio. In questa nota consideriamo esclusivamente gli agenti di professione, con particolare riguardo al settore faunistico, trascurando volutamente le guardie volontarie.

Mancando in genere di una preparazione specifica e svolgendo un servizio «part time» i «volontari» possono fungere da supporto all'attività degli altri agenti professionisti, soprattutto nelle situazioni in cui occorre una massiccia presenza di personale.

Nel complesso sono però dell'opinione che sarebbe più utile favorire la creazione del necessario numero di agenti salariati.

Oggi agiscono sul territorio agenti dipendenti dalle Amministrazioni Provinciali, dal Corpo Forestale dello Stato, guardie dei parchi e agenti di vigilanza privati. In tutti i casi c'è la tendenza, purtroppo, a ridurre o comunque a contenere gli effettivi, essenzialmente per motivazioni di ordine economico, senza una reale programmazione in grado di fornire un servizio commisurato agli attuali problemi del territorio.

Tutto questo avviene probabilmente perché, nonostante le apparenze il problema ecologico non viene considerato a fondo e la maggioranza dell'opinione pubblica considera ancora le risorse naturali come un bene da sfruttare e non da tutelare.

Attualmente l'organizzazione dei servizi di vigilanza sul territorio risulta, nel nostro paese, decisamente disomogenea, come evidenziato anche dalle tabelle allegate. Si va da un corpo unico di vigilanza ambientale in Valle d'Aosta (in cui non tutti gli agenti svolgono peraltro un servizio di caccia e pesca) con un coordinamento utile a snellire i problemi, ad una serie di corpi come a Udine, dove esistono attualmente 4 gruppi distinti operanti indipendentemente (anche se la tendenza è di riunirli, almeno per quanto concerne i guardiacaccia).

A tutto questo va aggiunto il fatto che, in tutta Italia, esiste unicamente la scuola del «Gallo», in Alto Adige per una specifica preparazione di agenti venatori: in effetti anche se negli enti pubblici è attualmente richiesta la «maturità» per accedere a concorsi in questo settore, manca peraltro una preparazione ed un diploma più specifico. Sarebbe auspicabile la creazione di una scuola in ogni Regione, dove possano essere indirizzati i giovani aspiranti guardie ambientali.

La preparazione di un agente di vigilanza deve vertere sia sulle leggi e sulle relative procedure di applicazione (onde non rischiare in particolare l'abuso di potere o l'omissione di atti d'ufficio), sia su temi ambientali e su cognizioni di caccia e pesca. La tutela ambientale è il problema attualmente meno seguito. Verbali sulla piccola fauna e sulla flora ovvero su casi di inquinamento sono infatti in genere rari; per quanto concerne

l'inquinamento idrico il problema viene talora poco affrontato anche per non scontrarsi con grossi interessi.

Nel campo della pesca, tra le diverse incombenze, ci sono semine, recupero dei pesci nelle «asciutte», controllo della presenza di pesce nei torrenti oltre, naturalmente, al servizio antibracconaggio e di controllo dei pescatori. Nella caccia le mansioni sono ancora più diversificate: tra i compiti degli agenti rientrano infatti i censimenti, tabellazione delle varie zone di caccia o di rifugio, catture o abbattimenti di animali sospetti di malattie e il controllo del territorio.

Quest'ultimo è uno dei compiti più impegnativi richiedendo oltre a una buona conoscenza dell'ambiente, anche una costante presenza sul campo.

Il bracconaggio è in effetti in certe zone ancora molto attivo anche in periodi, come la primavera, in cui il buon senso sconsiglierebbe di abbattere la selvaggina. I mezzi più usati sono ancora i lacci e le auto abbinate a fari mobili e fucili con silenziatore.

Per un corretto svolgimento di queste mansioni occorre una buona preparazione relativa sia alla biologia della fauna, sia alle leggi, tanto negli aspetti teorici quanto, soprattutto, in quelli applicativi. Si tenga conto a tale proposito, che i mezzi giuridici a disposizione dei servizi di vigilanza sono piuttosto limitati e la scarsa conoscenza anche in questi pochi strumenti porta spesso a lasciare impuniti i bracconieri... Inoltre esiste un atteggiamento generalizzato nell'opinione pubblica, che tende a non considerare i guardiacaccia come veri e propri Agenti; questo è riscontrabile nelle relazioni con molti cacciatori che, in situazioni di semplici controlli, hanno spesso comportamenti di insofferenza che non manifesterebbero sicuramente nei confronti di una pattuglia di carabinieri.

Un aiuto determinante viene comunque prima di tutto dalla magistratura, nonché dal supporto di tutta l'opinione pubblica. Infatti non è da trascurare anche il ruolo dei semplici cittadini nel segnalare i fatti e le situazioni osservate, invece di considerare i bracconieri come eroi o tacere perché... «non si deve fare la spia». La natura è un bene di tutti e da tutti va tutelata. A questi problemi va aggiunto il fatto che le normative sull'esercizio venatorio sembrano talvolta voler prevedere delle scappatoie o togliere potere agli agenti, quasi per evitare di urtare la «sensibilità» dei cacciatori.

I guardiacaccia hanno oggi anche un ruolo di operatori nel settore della gestione faunistica, in collaborazione con altri tecnici e ricercatori; in molte operazioni è importante una specifica preparazione del personale ma anche un reale coinvolgimento; gli agenti hanno infatti piacere a seguire le varie fasi di un progetto realizzato sul territorio. Ad esempio nelle catture di animali, gli agenti vanno coinvolti e tenuti al corrente dell'operazione fino al rilascio degli stessi.

Nello svolgimento delle mansioni di cui sopra gli agenti necessitano di un equipaggiamento adeguato. Una guardia ben equipaggiata sarà infatti sicuramente in grado di garantire un servizio più efficiente. Per operare sul campo, all'agente dovrà dunque essere fornito un abbigliamento di tipo sportivo e di colore adeguato, uno zaino comodo a portarsi (eventualmente dotato di bastino leggero) sci, pelli di foca e tutto quanto può servire a chi opera all'aria aperta in condizioni spesso disagevoli. Di questa dotazione, che ogni agente dovrà mantenere efficiente e il più valida possibile, hanno parte anche radio, binocolo e cannocchiale (il cosidetto «lungo»).

La radio consente oggi di risolvere situazioni anche critiche; l'impianto radio è pertanto una delle realizzazioni più importanti da impostare, e da tenere efficiente con la massima cura. Dove i mezzi economici lo permettono anche auto e moto fuoristrada non indubbiamente di notevole aiuto. L'arma individuale è di norma rappresentata dalla

pistola, in grado di fornire una certa sicurezza psicologica a chi deve, spesso da solo, affrontare anche più persone, nella quasi totalità dei casi sempre armate. Il fucile di servizio più idoneo è rappresentato da un'arma combinata, con una canna liscia per il tiro a pallini e una canna a palla. Tale arma potrà essere utile sia per abbattimenti di animali di piccola taglia (ad esempio volpi, per controllo sanitario) sia di Ungulati.

Il numero adeguato di agenti sul territorio e l'organizzazione del loro servizio è indubbiamente in funzione anche del tipo di realtà organizzativa e ambientale in cui si opera, fermo restando che con un elevato numero di guardie meglio sarà fatto il servizio.

Se l'ambiente operativo in cui agire è una provincia sarà opportuno optare per pattuglie mobili automontate cercando di ottenere la maggior copertura del territorio; invece se si opera in un parco o una azienda faunistica si può scegliere tra pattuglie fisse e guardie che agiscono sole, con la responsabilità di una area definita.

Tali pattuglie o agenti vanno comunque alternati nelle diverse zone in quanto un limite all'efficienza del servizio deriva da abitudini e orari fissi, validi alleati di chi vuole «bracconare». Daltra parte anche il migliore agente ha la tendenza a rilassarsi specialmente in periodi morti. Per evitare questo sarà utile che il coordinatore che programma i servizi (almeno settimanali) tenga conto di queste varie possibilità e provveda ogni tanto a variare gli agenti, modificando gli orari di uscita e, di conseguenza, di rientro.

Nelle zone più disagiate o a maggior rischio sarà utile avere un punto di appoggio attrezzato (baita), in cui poter pernottare.

Fino ad oggi il rapporto di 1 agente per 1000 ha di territorio era considerato in genere sufficiente a garantire una valida vigilanza: con i nuovi contratti di lavoro e con l'adozione di orari tale rapporto è peraltro da considerarsi insufficiente. Si tenga conto che, in un servizio di vigilanza operante su una zona piuttosto estesa, il coordinatore è parzialmente impiegato anche con problemi burocratici, che le guardie hanno regolari turni di riposo, ferie e, in alcuni casi, anche orari relativamente limitati, anche perché alcuni Enti hanno difficoltà a pagare straordinari o, comunque, li pagano solo fino ad una certa quota.

Di fatto dunque il citato rapporto viene a diminuire; inoltre durante il periodo venatorio la necessità di interventi aumenta notevolmente. Se infine come nelle Aziende faunistiche, gli agenti si occupano anche degli abbattimenti, il loro numero sarà... praticamente mai sufficiente.

Un rapporto corretto, in zone di montagna può comunque essere individuato in 1/800 ha. Tale rapporto potrebbe forse diminuire leggermente in collina dove i mezzi meccanici e le radio risultano di enorme aiuto per rapidi spostamenti; in tali situazioni si deve tener conto però della boscosità del territorio in cui le guardie devono operare.

Ogni zona va comunque valutata in base alle oggettive difficoltà che vi si riscontrano, per cui il giusto rapporto andrebbe non definito a priori ma deciso in base alle esperienze maturate sull'effettivo territorio da vigilare.

Per un efficiente servizio necessita dunque un adeguato numero di guardie, attrezzatura idonea, buona retribuzione con giuste indennità per pernottamenti, straordinari, ecc. e non orari fissi e contenuti, con scelte organizzative avulse dalle reali necessità degli interventi in «campo».

Opinabile, a mio avviso, è, in questo senso, l'indirizzo attuale di attrezzare con mezzi ed equipaggiamento le guardie ecologiche volontarie che hanno poteri ridotti e svolgono le loro mansioni saltuariamente, piuttosto che potenziare al massimo un servizio di sorveglianza di agenti professionisti.

AOSTA
Cor. For. Aost. - ag. n. 122 - ha 300.000 - cacc. n. 1700
ag. 1/2459 ha - ag. 1/13,9 cacc.

BRESCIA
Amm. Prov. - ag. n. 51 - ha 478.000 - cacc. n. 47355
ag. 1/9372 ha - ag. 1/928,5 cacc.

BERGAMO
Amm. Prov. - ag. n. 30 - ha 275926 - cacc. n. 24569
ag. 1/9197 ha - ag. 1/818,9 cacc.

PAVIA
Amm. Prov. - ag. caccia n. 23 - ha 290.000 - cacc. n. 13500
Amm. Prov. - ag. pesca n. 10
ag. 1/12608 ha - ag. 1/586,9 cacc.

TORINO
Amm. Prov. - ag. n. 80 - ha 680.000 - cacc. n. 20.000
ag. 1/8500 ha - ag. 1/250 cacc.

CUNEO
Amm. Prov. - ag. n. 24 - ha 560.000 - cacc. n. 9870
ag. 1/3333 ha - ag. 1/411 cacc.

VICENZA
Amm. Prov. - ag. n. 45 - ha 272.000 - cacc. 27.000
ag. 1/6044 ha - ag. 1/600 cacc.

BELLUNO
Amm. Prov. - ag. n. 31 - ha 360.000 - cacc. n. 4890
ag. 1/11613 ha - ag. 1/157,7 cacc.

PORDENONE
Comm. Prov. cacc. - ag. n. 8 - ha 227.000 - cacc. n. 4761
Org. Gest. - ag. n. 8
Amm. Prov. - ag. pesca n. 7
ag. 1/14187 ha - ag. 1/297,5 cacc.

UDINE
Com. Prov. cacc. - ag. n. 16 - ha 489.000 - cacc. n. 9610
Org. Gest. - ag. n. 15
Amm. Prov. pesca - ag. n. 7
Ent. Tut. pesca - ag. n. 14
ag. 1/15787 ha - ag. 1/310 cacc.

TRIESTE
Com. Prov. cacc. - ag. n. 1 - ha 21.000 . cacc. n. 339
Org. Gest. - ag. n. 1
Amm. Prov. pesca - ag. n. 3
ag. 1/10500 ha - ag. 1/169,5 cacc.

GORIZIA
Com. Prov. cacc. - ag. n. 3 - ha 46.600 - cacc. n. 1073
Org. Gest. - ag. n. 2
Amm. Prov. pesca - ag. n. 2
ag. 1/9320 ha - ag. 1/214,6 cacc.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

A. Ferrari

NORMATIVA E LEGISLAZIONE DELLE AREE PROTETTE

Istituto di Clinica Medica - Facoltà di Medicina Veterinaria
Università degli Studi - Via del Taglio, 8 - 43100 Parma

Premessa

L'argomento che mi è stato affidato è di estrema attualità. Il problema protezione in senso "lato" è argomento di vivaci dibattiti, di convegni impegnati, proliferano le iniziative, aumentano le ansie di recupero del troppo tempo perso.

È indubbio infatti che il desiderio di difendere gli ambienti naturali dallo sfruttamento indiscriminato delle risorse è molto aumentato in concomitanza al peggiorare della qualità della vita... Il problema centrale, antico e mai risolto è il rapporto uomo e ciò che lo circonda. La storia dei mutamenti avvenuti nei confronti degli animali e più estesamente della natura, riflette con grande evidenza l'evoluzione della nostra coscienza, i nostri atteggiamenti, il modo di percepire l'altro in funzione di esigenze e valori troppo spesso molto personali.

Questa visione antropocentrica, contrasta con le conquiste scientifiche e ora più convincente sembra la teoria evoluzionistica, che interpreta la vita come continuo affinamento e affermazione dei caratteri più idonei alla sopravvivenza della specie.

L'uomo quindi non è soltanto il risultato, di una evoluzione naturale, quanto di una serie di circostanze relative ad un particolare equilibrio dell'ecosistema.

Attualmente siamo la specie dominante, in situazioni diverse altre specie hanno dominato, quindi l'equilibrio va mantenuto e dove necessario ristabilito, per difendere noi stessi in senso complessivo.

Tutto questo noi crediamo sia possibile tramite leggi di tutela dell'ambiente e della fauna.

Il perché dei parchi e delle aree protette

L'eterno conflitto tra il bisogno immediato e la conservazione lungimirante, tra le esigenze produttive e le elevate finalità della tutela pone inevitabilmente la domanda del perché dei Parchi e delle aree protette. Benché in teoria molti riconoscano infatti che consumando senza criterio ogni risorsa naturale, la società precipita verso un ambiente squallido e privo di qualità, è difficile affermare la priorità della conservazione dell'ambiente persino in quelle zone particolari e circoscritte che sono i Parchi Nazionali e le aree protette.

Eppure l'utilità di questi luoghi è un dato di fatto ormai talmente acquisito, che non dovrebbe più essere discusso. A parte le considerazioni di ordine pratico ed economico, i benefici più importanti sono proprio quelli difficilmente quantificabili.

Tra questi si devono considerare gli aspetti culturali e sociali per un sano impiego del tempo libero, igienico sanitario per la salute che deriva dalle attività ricreative, di

carattere urbanistico per il riequilibrio dell'assetto territoriale e scientifico per le possibilità illimitate di indagine, sperimentazione della ricerca pura ed applicata.

Possiamo quindi sintetizzare le finalità dei Parchi Nazionali e aree protette in tre scopi fondamentali: il primo è della *conservazione*, il secondo *dell'educazione della società al valore e significato della natura*, il terzo è rivolto alla *ricerca scientifica*.

La risposta più adeguata al quesito sull'utilità dei Parchi è dunque anche la più semplice. La terra deve essere conservata, è un patrimonio prezioso e insostituibile che non abbiamo il diritto di degradare, perché deve essere tramandato il più possibile intatto a coloro che ci seguiranno.

Origine delle aree protette

L'idea di conservare la natura proteggendola non solo nelle sue singole componenti, ma prendendo in considerazione interi territori, con tutto ciò che vi rientra, ha radici molto lontane nella storia del pensiero umano.

Varrone ci parla del primo vero Parco dell'era romana, creato nel tarquiniense, che ospitava in più di due ettari, lepri, cervi, mufloni e altri animali, destinati ad essere prelevati di tanto in tanto perché non si compromettesse l'equilibrio biologico della riserva. L'idea della riserva andò delineandosi nei diversi periodi storici. Sovrani e feudatari conservano i territori migliori, per il piacere della caccia e non a caso è proprio da alcune riserve reali che sono nati i primi Parchi Nazionali in Italia. Al concetto egoistico dell'uso individuale di questi spazi si andò sostituendo quello della conservazione concepita come interesse della collettività. Si arriva così agli inizi del secolo 19° quando in varie parti di Europa e degli Stati Uniti sorgono i primi movimenti di opinione per una amministrazione più corretta delle risorse naturali. La prima riserva naturale venne creata dalla Prussia nel 1836 (*Siebengebirge*), il primo Parco Nazionale dagli USA nel 1872 (*Yellowstone*). In Italia nasce il Gran Paradiso (1922), il primo sistema di Parchi naturali o Regionali da associazioni e comuni della Germania occidentale (1956). Le zone protette si sono così moltiplicate, fino a raggiungere percentuali rilevanti del territorio Regionale o Nazionale. Sono state avviate anche iniziative per creare reti sovranazionali di zone protette (le zone umide di importanza internazionale della Convenzione di Ramsar, le riserve della biosfera dell'UNESCO; le riserve biogenetiche del Consiglio d'Europa). Questo fenomeno ha le sue radici nella rivoluzione industriale stessa, dalla quale sono usciti quattro tipi fondamentali di paesaggio con diverse strutture e funzioni: i paesaggi ad agricoltura intensiva, i paesaggi agro-silvo-pastorali estensivi ed i residui paesaggi naturali. Il maggior impegno per la pianificazione territoriale e paesistica nei paesi industriali, ai fini dell'equilibrio ecologico complessivo del territorio dipende dalla combinazione ottimale tra questi quattro tipi di paesaggi.

Classificazione delle aree protette

Molti paesi hanno adottato in materia di zone protette legislazioni specifiche, peraltro diverse nella nomenclatura e nei contenuti, in cui prevalgono i concetti di Parco e, di riserve naturali. Le zone protette hanno dimensioni diverse: si va da grandi superfici (Parchi Nazionali e Regionali) a superfici medie (riserve naturali e paesistiche) a piccole superfici od oggetti puntuali lineari (monumenti naturali, componenti paesistiche protet-

te) con transizione praticamente continua sia delle strutture che delle funzioni. Per armonizzare le varie politiche di difesa, si deve anzitutto dare una definizione univoca delle varie categorie di zone protette.

Questo compito è stato intrapreso dall'Unione Internazionale in difesa della natura (IUCN) e proseguito dal consiglio d'Europa e dalla Comunità europea. La classificazione più recente elaborata dalla CEE tenendo conto dei lavori precedenti prevede 8 categorie di zone protette terrestri da A a H con grado di naturalità e misure di protezione gradualmente decrescenti e viceversa possibilità di ricreazioni crescenti. Precisamente A – riserva naturale integrale, B – riserva naturale, C – Parco Nazionale, D – paesaggio naturale o seminaturale protetto, E – paesaggio rurale protetto, F – monumento o sito naturale protetto, G – zone protette specifiche (per la protezione di risorse naturali) H – cinture verdi. Le zone protette del tipo A, B, C, corrispondono alla classificazione più tradizionale ed anche alle prime esperienze di protezione, ispirate soprattutto alla difesa della natura. Il Parco Regionale che in molti paesi dell'europa ha raggiunto una notevole diffusione, non viene definito come tale dalla CEE, ma può ritenersi composto da un insieme di aree in prevalenza di tipo D e E (riserve paesistiche) ed in minoranza di tipo A e B (riserve naturali). I monumenti o siti naturali (protetti tipo f) sono oggetti o piccole superfici di grande interesse naturale e culturale. La classificazione comprende nel tipo G le zone per la protezione di risorse naturali specifiche (falde acquifere importanti per l'approvvigionamento idrico o come fonti idrotermali). Con le cinture verdi metropolitane o suburbane (tipo H) la classificazione entra in contatto con il problema delle aree urbano industriali e del verde urbano. Questo tipo di classificazione appare molto ben articolata e duttile per potersi adattare alle modifiche di una società in continua evoluzione. Ancora si deve ricordare che le zone protette di varie dimensioni possono sovrapporsi; all'interno di un Parco Regionale possono essere identificate riserve sia naturali che paesistiche e all'interno di queste, riserve e monumenti naturali. Se la coordinazione di tali zone è ben organizzata, la loro sovrapposizione non costituisce confusione, anzi può essere una efficace espressione della necessità di diversificare la tutela dei diversi spazi territoriali.

Selezione delle zone protette.

La selezione delle zone protette si realizza attraverso la individuazione di aree le cui caratteristiche geologiche biologiche e culturali corrispondono ai criteri stabiliti dalla classificazione per le varie categorie e con lo stabilire per ciascuna categoria una graduatoria di zone, fortemente, mediamente o debolmente prioritarie.

In prospettiva l'avere a disposizione la cartografia ecologica faciliterà la ricerca di zone suscettibili di beneficiare di diversi statuti di protezione.

I criteri fondamentali che servono a valutare l'interesse biologico od il carattere naturale nella selezione delle riserve naturali e dei Parchi Nazionali sono i seguenti: la *rappresentatività*, che esprime la misura in cui un certo biotopo può essere esempio di un certo ecosistema; la *rarità*; esprime il "quanto" una comunità biotica è rappresentata per unità di superficie: la *diversità;* espressa dal numero di specie per unità di superficie.

Tutela giuridica delle zone protette

Il potere pubblico può predisporre a tutela dell'ambiente sia strumenti legislativi che piani di gestione, ma perché la protezione non si riduca a puro programma è necessario che la tutela giuridica garantisca le norme corrispondenti alla classificazione della zona protetta. Molti paesi hanno una legislazione specifica in cui prevalgono le norme sui Parchi Nazionali e sulle riserve naturali, mentre le altre categorie sono un po' più sguarnite. In generale prima di formulare atti istitutivi di protezione, la zona deve essere studiata profondamente. La forma dell'atto istitutivo dipende dal livello dell'autorità competente per l'istituzione e questa sarà quella preposta alla difesa della natura e del paesaggio. La consultazione ed informazione di autorità associazioni di cittadini sta alla base di ogni processo di messa sotto tutela. Nella fase transitoria è indispensabile salvaguardare la sicurezza del bene che si vuole tutelare tramite divieti di modifica, e interventi che impediscano trasformazioni dannose.

L'atto istitutivo deve contenere la definizione esatta del territorio da proteggere, della categoria con le relative finalità, vincoli e divieti, misure di difesa gestione e sviluppo. La messa sotto tutela necessita di una giustificazione oggettiva, che la legislazione, elenca, per ogni categoria in un catalogo degli obiettivi di difesa. La parte essenziale dell'atto istitutivo è rappresentata da vincoli e divieti, che possono essere assoluti o relativi e l'osservanza dei quali viene assicurata dalla comminazione di sanzioni. Le misure adottate devono corrispondere a criteri di "necessità" "idoneità" e "proporzionalità", ci deve essere cioè una correlazione logica tra il bene protetto, obiettivo di protezione ed azioni prescritte o vietate. Infatti è da una simile impostazione che i vincoli ed i divieti rispettano i limiti della funzione sociale della proprietà. Oltre ai vincoli e divieti la tutela deve essere integrata da piani di gestione e di sviluppo che a volte è molto difficile prevedere nei dettagli perché legati all'evoluzione nel tempo del bene tutelato.

Riserve naturali

Le riserve naturali sono territori di dimensioni da medie e piccole, considerati molto importanti per la difesa della natura e quindi sottoposti ad un regime giuridico particolare.

Normalmente le riserve naturali comprendono ecosistemi non alterati dalla presenza o dall'attività dell'uomo e quindi di caratteri di "naturalità" ed in parte di "seminaturalità" e non di vaste proporzioni. Nella maggior parte delle normative non esistono comunque limiti dimensionali, è solo necessario si tratti di una superficie e non di un oggetto singolo. Una finalità essenziale delle riserve naturali consiste nella difesa dei biotopi e delle biocenosi (ecosistemi) di specie vegetali ed animali a volte in regresso o addirittura in estinzione oppure anche abbastanza frequenti. Il secondo scopo può essere di tipo scientifico e culturale, in quanto queste zone, possono essere laboratori viventi, luoghi di osservazione, sperimentazione e ricerca o di carattere squisitamente estetico a difesa di paesaggi di straordinaria bellezza. Per poter affrontare il problema della tutela giuridica delle riserve naturali è necessario passare in rassegna la loro classificazione perché ad ogni obiettivo corrisponde una precisa normativa.

Classificazione delle riserve naturali

L'ampiezza delle riserve naturali varia da pochi ha a più di 1000 ha anche se la media non supera i 100 ha.

Si parla di riserve naturali integrali se si decide di proteggere e difendere l'ambiente naturale in tutte le sue parti, proibendo ogni alterazione ed attività eccetto la ricerca scientifica.

Sarebbe opportuno che queste zone fossero circondate da territori modicamente difesi per resistere meglio alle aggressioni esterne. Le riserve naturali orientate sono istituite per garantire una elevata naturalità che richiede una certa manutenzione, che può essere assicurata dall'ente gestore, o meglio, tramite l'utilizzazione di forme estensive. Anche le riserve orientate sarebbe utile che fossero circondate da zone cuscinetto.

Quando si decide di tutelare solo alcune componenti naturali, si parla di riserve naturali parziali (botaniche, zoologiche, forestali, geografico geologiche).

Tutela giuridica delle riserve naturali

Nelle riserve naturali la natura è tutelata con misure particolari, che possono riferirsi alla zona nella sua totalità oppure a singole componenti e che possono riferirsi al proprietario del suolo o agli escursionisti. In generale è assolutamente vietato modificare strutture e funzioni dell'ecosistema. I divieti dovrebbero comprendere anche le azioni che a lungo termine possono portare danni, come l'abbassamento di livelli freatici in zone umide. Possono invece essere consentite talune attività conciliabili con l'esercizio della tutela, come il taglio autunnale delle canne, il decespugliamento, recinzioni parziali.

Poiché nelle riserve naturali la difesa della natura prevale su ogni altro obiettivo anche l'accesso alla stessa a scopo ricreativo è vietato.

Parchi Nazionali

Abbiamo già ricordato come il primo Parco Nazionale sia stato quello di Yellowstone (1872). Lo scopo era di mettere sotto la tutela del governo federale, a vantaggio della collettività ampi spazi non contaminati dall'uomo. Da allora si sono moltiplicate iniziative di questo genere in vari paesi, sorrette da scelte ambientali e tutele giuridiche molto diverse, tanto da creare alquanta confusione. Per ovviare a tale inconveniente si è cercato di dare una classificazione internazionale dei Parchi, che non vogliamo affrontare in questa sede perché il discorso ci porterebbe troppo lontano. Possiamo comunque affermare che ancora oggi la direttiva per la costituzione di un Parco Nazionale prevede una zona centrale di almeno 1000 ha (riserva naturale integrata) che può essere associata a zone protette di paesaggi culturali e a zone di importanza storica e preistorica. La superficie minima di 10.000 ha deve considerarsi una condizioni essenziale per escludere le influenze della società moderna. Per riferirci alla situazione italiana, dobbiamo ricordare come il Parco del Circeo di soli 8400 ha sia stato molto inquinato da tali influenze.

Un Parco nazionale dovrebbe essere costituito da un identico spazio paesistico, con caratteristiche sufficientemente omogenee. Il Parco Nazionale della Calabria che supera i 10.000 ha contiene tre zone molto distanti, e quindi non possiede caratteristiche di uniformità. Gli scopi dei Parchi Nazionali, devono cioè conservare alla ricerca scientifica biocenosi ed ecosistemi naturali. Fin dall'inizio della loro storia altro obiettivo del parco è stato di educare e ricreare, le riserve naturali possono in via eccezionale essere aperte

al pubblico, i Parchi invece devono soddisfare esigenze ricreative ed informative. È evidente che l'apertura al pubblico non deve compromettere la difesa della natura.

Selezione dei Parchi Nazionali

I Parchi Nazionali danno un grosso contributo alla difesa della natura, perché gli ecosistemi si conservano meglio in vaste zone. È importante estendere il programma dei Parchi Nazionali in Italia ed in Europa. Nei territori di pianura dove l'urbanizzazione è molto intensa gli ecosistemi naturali o quasi naturali sono ormai superfici piccole, adatte se mai ad essere riserve naturali non Parchi Nazionali. Fanno eccezione alcuni delta fluviali come quelli del Po del Rodano, del Guadalquivir. In territori collinari e montani troviamo ancora aeree abbastanza estese, ma il turismo minaccia di aggredire anche territori già protetti come è il caso del parco nazionale del Circeo.

Dovrebbe essere quindi interesse prioritario dello Stato quello di cercare e mettere sotto tutela grandi spazi per il vantaggio di tutta la collettività. In Italia sono stati istituiti fin'ora con leggi statali 5 Parchi Nazionali; Il Gran Paradiso (1922) d'Abruzzo (19239 del Circeo (1934) dello Stelvio (1935) della Calabria (1968). Gestiti dall'Azienda di Stato per le foreste demaniali hanno subito nel tempo molti danni da parte dei insediamenti residenziali e turistici.

Tutela giuridica dei parchi

Gli obiettivi dei Parchi Nazionali sono sovrapponibili a quelli delle riserve naturali, per cui la tutela giuridica è rappresentata da divieti e vincoli molto simili. La grande vastità del territorio richiede forse una maggior articolazione delle norme e una maggiore severità per coloro che devono accedere al Parco non essendo precisamente riconosciuta frà i suoi scopi la funzione didattica-ricreativa. I territori dei Parchi sono di solito di proprietà pubblica e questo facilita un certo tipo di tutela che può essere avulsa da vantaggi puramente economici.

Riserve paesistiche

Le riserve paesistiche sono zone di media grandezza, dove coestistono in equilibrio obiettivi di difesa della natura e ricreativi. Ovviamente non si deve trattare di paesaggi naturali o quasi naturali, più adatti a costituire riserve naturali o Parchi Nazionali. Si tratta cioè di spazi trasformati dall'uomo, di paesaggi così detti culturali. Le superfici urbanizzate non possono essere incluse in riserve paesistiche anche se le stesse possono essere intercluse tra aree urbane ed industriali.

I tre obiettivi fondamentali delle riserve paesistiche e cioè il rispetto ecologico, estetico e ricreativo sono compatibili fra di loro, si sostengono a vicenda e danno la possibilità di un sistema di tutela estremamente dinamico e duttile. Per la selezione delle riserve paesistiche non esistono piani particolari. Occorre fare un inventario delle zone potenzialmente idonee ed una graduatoria di priorità, attribuita ad alcune caratteristiche. Dalla sommatoria dei pesi attribuiti a tali caratteristiche si giunge ad una graduatoria. Questi parametri servono bene per le riserve naturali che meglio si conoscono e dove

si ha maggiore esperienza, ma riferiti alle riserve paesistiche sono metodi troppo grossolani. Il problema protrebbe risolversi chiarendo gli obiettivi delle riserve paesistiche e più in generale delle aree protette, che in Italia sono ancora molto confusi.

Tutela giuridica delle riserve paesistiche

Nel caso di riserve paesistiche, si tratta di tutelare territori a qualità estetica ed ecologica elevata ed utilizzazioni particolari (agro-pastorali, ricreative) che sono prioritarie perché legate agli obiettivi prefissati.

Nell'atto istitutivo, l'autorità competente deve fare riferimento a questi obiettivi, per giustificare dinieghi di interventi particolari. L'atto istitutivo può premettere un divieto generale di intraprendere modifiche e collegare a tale divieto l'obbligo di autorizzazione per qualsiasi progetto si voglia intraprendere.

Normalmente, nelle riserve paesistiche a carattere agro-silvo-pastorale, le utilizzazioni in questo senso sono favorite e protette contro aggressioni da parte di altri usi del territorio. L'accesso al pubblico nelle riserve paesistiche, in linea di massima dovrebbe essere un diritto, tenuto conto della zona tutelata, costituita in gran parte di paesaggi culturali utilizzati dall'uomo.

Parchi Naturali Regionali

In Italia e in Europa, questa categoria di zone protette costituisce il tentativo più importante di realizzare una autentica difesa della natura e del paesaggio. Fino alla fine dell'ottocento e i primi del novecento, esistevano intere regioni a carattere agro-pastorale che potevano essere considerate dei grandi Parchi Regionali. Su scala regionale il grave squilibrio ecologico avviene in piena rivoluzione industriale.

Il Parco Nazionale che in una simile situazione sembra l'unica soluzione per salvare grandi paesaggi si rivela inadatto allo scopo, per il paesaggio che esclude la maggior parte degli interventi umani. Da qui la necessità di individuare una figura diversa di zona da proteggere, più flessibile che si adattasse ad una diversa realtà territoriale socio-economica. Nasce così il Parco Regionale che realizza l'integrazione tra funzione ecologica e ricreativa. Una massa sempre maggiore fruisce nel tempo libero di tali spazi, il turismo finisce per avere un'impatto pesante sul territorio, talora irreversibile. Rapidamente, un forte movimento di opinione chiede insistentemente la tutela e la gestione del paesaggio a scopi ricreativi, e a questo si associa il movimento protezionistico che richiede la tutela e la gestione degli stessi paesaggi a fini ecologici. Da queste richieste, la politica dei Parchi Regionali esce rafforzata, anzi si può dire che determina la nascita degli stessi. Il Parco Regionale si trova a dover affrontare subito molti problemi, sociali culturali economici, e proprio nel momento in cui tiene conto di queste esigenze di carattere socio-economico, per ridurre la conflittualità fra popolazioni enti locali, raggiunge probabilmente il massimo del suo processo di evoluzione storica.

Tutela giuridica dei Parchi Regionali

I Parchi naturali regionali sono vasti territori costituiti da zone molto diverse, e questa varietà si riflette sulle norme di tutela. Solitamente l'istituzione precede la pianifi-

cazione, quindi la salvaguardia è generica. Le misure di tutela definitive vengono allora definite zona per zona dal piano del Parco e devono essere vincolanti.

Almeno il 50% del territorio di un Parco Regionale dovrebbe essere interessato da zone con caratteristiche naturali, per le quali si esercitano norme di protezione più incisive. Nelle zone dove prevale l'aspetto ricreativo evidentemente le misure di tutela sono meno vincolanti. Anche le zone agricole intensive, possono essere soggette a particolari misure di tutela, per conservare parti paesaggistiche particolari come siepi e macchie di campo. I Parchi naturali Regionali necessitano di una pianificazione molto particolare per gli obiettivi molto complessi.

In Europa i Parchi naturali hanno una ampiezza di 10.000 ha, ed i terreni appartengono a privati o Enti Pubblici, e in queste condizioni è necessario un piano che possiamo definire quadro-paesistico che tenga conto della difesa cura e sviluppo della natura. Per realizzare la difesa del paesaggio e garantire la possibilità di ricreazione è opportuno creare la così detta ''zonizzazione''. Se il terreno a disposizione è abbastanza grande si ricorre alla suddivisione dello spazio in tre zone dall'esterno all'interno differenziate dal parametro ''rumore'' decrescente. Nella prima zona di accesso o sosta, si possono trovare centri abitati con servizi per i visitatori, nella seconda zona di passeggio e stazionamento, dove ci siano piccoli campeggi, piccoli parcheggi, sentieri per le escursioni, la terza dovrebbe ospitare solo, impianti puramente ricreativi, sentieri per escursioni di pedoni, ciclisti, cavalieri. L'aspetto economico non è certo da trascurare e quindi la necessità di promuovere le utilizzazioni agro-silvo-pastorali. E ìnecessario per la gestione del Parco identificare un soggetto responsabile a cui affidare gli interventi. In Europa la gestione è stata data ad enti locali come Provincia, Comunità Montana) o a consorzi di enti locali.

In Italia l'autorità che istituisce il Parco (la Regione) può incaricare del funzionamento del Parco aziende specializzate affiancate da organi di consulenza a cui partecipano le associazioni per la difesa della natura.

Monumenti naturali.

Per monumenti naturali intendiamo singole formazioni o strutture naturali o superfici piccole importanti per motivi ecologici, scientifici, di storia naturale. I monumenti naturali che si possono ancora suddividere in geologici e biologici. Fenomeni vulcanici, formazione erosive glaciali fluviali carsiche, giacimenti di pietre sono monumenti geologici.

I monumenti naturali biologici (botanici) possono essere piccole lande e brughiere, vegetazione di dune costiere, torbiere, alberi di specie rare. Nel monumento naturale troviamo tre fondamentali caratteri: culturale, naturale, estetico che lo assimilano ai monumenti culturali, considerati come le opere d'arte, con la differenza che questi ultimi sono creati dall'uomo, mentre quelli della natura sono originati appunto ''naturalmente''.

La tutela accomuna questi due tipi di monumenti e questo concetto è stato sancito anche dalla Convenzione di Parigi del 1972. Più generalmente si può affermare che la tutela è molto rigida avendo gli stessi scopi delle riserve naturali. Normalmente i monumenti geologici si tutelano da soli essendo sottoposti a sollecitazioni esterne molto lente nel tempo, mentre più delicata è la cura che si deve offrire ai monumenti botanici.

Sento ora il dovere di fare un breve cenno alla tutela giuridica della fauna che pure rappresenta argomento di grande attualità.

Cinture verdi

Le cinture verdi sono parchi esterni suburbani, collocati come schermo protettivo tra la città ed il paesaggio circostante.

Il limitare la crescita della città con cinture verdi è molto antico; basti pensare al primo "Green Belt" largo 3 miglia progettato nel 16° secolo attorno alla city di Londra. Nelle cinture verdi assumono grande importanza le misure di difesa del territorio degli insediamenti e dalle infrastrutture, ma la difesa della natura e del paesaggio nei valori che ora attribuiamo a loro sono forzatamente ridotti. Predomina infatti in esse un paesaggio intensivo minacciato dall'industrializzazione, degradato da cave, discariche inquinamenti, ossia un paesaggio che per le sue caratteristiche non potrebbe essere selezionato come zona protetta, ma lo diventa solo in funzione della sua posizione.

Tutela Giuridica delle cinture verdi.

La tutela giuridica è simile a quella dei Parchi Regionali naturali, con la differenza che in questi spazi attorno alla città scarseggiano le aree naturali o seminaturali. Obiettivo primario è di assicurare una razionale sistemazione della zona agricola, difenderla da insediamenti selvaggi, delimitarla rispetto al traffico e alle superfici di ricreazione. Di recente oltre ai prodotti agricoli si guarda con un certo interesse ai boschi che potrebbero sorgere attorno alla città di grande interesse ecologico. Altro problema da affrontare è la ricreazione.

Parchi blu.

A lungo si sono realizzate aree protette in ambienti di terraferma e di acque interne, ma nei tempi più recenti si è avvertita sempre più l'esigenza di difendere anche il patrimonio delle cose, delle isole e soprattutto del mare, creando parchi e riserve marine.

Il nucleo sostanziale dei Parchi blu incomincia dove finisce la terraferma al di là del bagnasciuga e al di sotto della superficie del mare.

Attualmente esistono nel mondo 1200 Parchi costieri e sottomarini, la cui rete risulta in costante aumento: in Italia si è rimasti fino ad oggi solo allo stadio di proposte, studi e prospettive per una ventina di riserve marine volute dalla legge sul mare del 1982.

Due solo di queste, Miramare ed Ustica, sono già state istituite e sono in parte funzionanti.

Pochissime anche le zone di tutela biologica; malgrado la possibilità che offriva la legge sulla pesca del 1965.

Inesistente appare da noi la visita sottomarina che è ampiamente sfruttata in altri paesi. Le associazioni per la difesa della natura hanno individuato 32 aree marine che presentano i requisiti per diventare i parchi marini italiani indispensabili per salvare la vita dei nostri mari.

Anche se il problema protezione è sentito molto, molto ancora rimane da fare per restare al passo con gli altri paesi, con cui sempre più spesso dovremo confrontarci.

Un elenco di tutte le specie ancora non è disponibile mentre i soli vertebrati, essendo in Italia le specie poche centinaia, le cose vanno meglio e dal punto di vista dell'educazione e da quello legislativo. I censimenti aggiornati sono pochi (si possono ricordare quelli relativi al lupo e agli aironi) e pochi sono i centri ufficiali di ricerca. Fra questi ricordiamo l'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina di Bologna, che compie ricerche e coordina l'attività di inanellamento degli uccelli. Di ricerca ancora si occupano il Ciso, l'Unione Zoologica Italiana, la Società Italiana di Biogeografia.

Nella legislazione italiana la fauna selvatica per secoli è stata considerata *res nullius*, e quindi priva di rilevanza giuridica almeno fintantoché un soggetto non ne diventava proprietario attraverso l'uccisione o la cattura (occupazione, articolo 923 c.c.). E, tuttavia, per molto tempo, l'esercizio venatorio non presentò problemi, perché poche erano le popolazioni umane sulla terra e molti gli animali.

Il diritto romano assegnava al proprietario del fondo anche la proprietà esclusiva di ogni animale che vi si trovasse; quindi, paradossalmente, le specie erano protette in epoche in cui non sarebbe stato necessario.

Venendo ai giorni nostri, siamo in presenza di due fatti maturati nel 1977:

– le Regioni consentono la podestà di emanare norme integrative sulla caccia (D.P.R. 616/77);

– viene emanata la legge quadro sulla caccia (legge 22 dicembre 1977, n. 968).

La legge quadro sulla caccia

Ha apportato sostanziali modifiche rispetto alla precedente normativa, introducendo significativi miglioramenti sul piano giuridico. Questi i punti principali. Già l'articolo 1 contiene un principio innovatore che ispira l'intera legge: "la fauna selvatica costituisce patrimonio indisponibile dello Stato ed è tutelato nell'interesse della comunità nazionale".

La selvaggina, finalmente, non è più *res nullius* (cioè "cosa di nessuno", ovvero di chiunque se ne appropri) ma diventa "patrimonio indisponibile dello Stato", e quindi un bene collettivo da rispettare. Si ricavano due importanti concetti soltanto apparentemente contrastanti:

– la caccia "distruttiva" è un'attività contraria alla legge;

– l'esclusione della caccia a motivo di una troppo intensa protezione della fauna selvatica è del pari contraria alla legge; il cui presupposto è di regolare l'esercizio venatorio, attribuendo la facoltà al cittadino e non di sopprimerlo. La Corte Costituzionale ha riconosciuto il carattere sociale della caccia, configurandola come esplicazione della libertà individuale.

L'articolo 2 accorda "particolare protezione" alle seguenti specie: aquile, vulturidi, gufo reale, cicogne, gru, fenicotteri cigni, lupi, orsi, foca monaca, stambecchi, camosci e altri ungulati.

La legge, qualificando la fauna "patrimonio *indisponibile* dello Stato", ha ricondotto all'interpretazione che, nell'uccisione e nella cattura degli animali appartenenti alle categorie dalla stessa legge protette, si ravvisano i reati di furto e di danneggiamento ai danni dello Stato.

La precedente legislazione ammetteva la libera caccia di tutte le specie (a eccezione di poche, tassativamente proibite).

La legge-quadro, invece, consente soltanto di cacciare determinate specie di uccelli e di mammiferi espressamente indicate. Per tutte le altre specie non elencate la caccia

è quindi interdetta. Fra queste, tutti gli uccelli predatori notturni e anche i gabbiani, gli aironi, le oche, i mustelidi. Ciò in aggiunta alle specie già protette dal vecchio t.u. del 1939, come le rondini e i rondoni, i picchi e le cinghie, il pettirosso, l'usignolo e poche altre ancora.

È sancito il divieto della detenzione delle specie faunistiche non compreso nell'elenco di quelle cacciabili. Evidentemente la disposizione riguarda anche il fenomeno della imbalsamazione, giustamente avversata dai protezionisti.

È finalmente abolita l'ingenua distinzione fra animali "nocivi" e "non nocivi".

Dall'anno 1982, per effetto della direttiva della CEE del 2 Aprile 1979 concernente la conservazione degli uccelli selvatici dei paesi membri, altri tredici piccoli uccelli vengono sottratti alle doppiette europee: calandro, prispolone, fringuello, peppola, frescone, strillozzo, verdone, fanello, spioncello, cappellaccia, tottavilla e pittima minore.

Dal nuovo assetto legislativo si ricava che l'attività della caccia non è più libera; e che non è neppure un diritto, ma soltanto una facoltà concessa dallo Stato al cittadino (in possesso dei requisiti richiesti). Il quale, in determinate condizioni di tempo e di luogo, può abbattere capi di selvaggina delle specie e quantità fissate dalla legge stessa.

Riepilogando, la protezione della fauna selvatica è la regola mentre l'abbattimento coni soli mezzi consentiti dalla legge è un'eccezione e costituisce il solo modo di appropriazione della medesima.

La legge reca anche altre importanti innovazioni:

– la caccia non può essere aperta durante il periodo venatorio per più di tre giorni settimanali, con facoltà delle Regioni di ridurre il numero delle giornate consentite; e, in ogni caso, il martedì e il venerdì la caccia è totalmente interdetta (il cosiddetto "silenzio venatorio"). Per la fauna migratoria le giornate consentite salgono fino a cinque, mentre significative limitazioni sono dettate a proposito del carniere giornaliero;

– l'età minima per praticare l'esercizio della caccia è stata elevata a 18 anni e per il primo anno il debuttante deve farsi accompagnare da qualcuno che possegga la licenza da almeno tre anni.

Conclusioni

Da quanto detto risulta evidente come il problema della protezione sia particolarmente sentito, sia a livello di istituzioni che di movimenti spontanei o associazioni varie, accomunati dal desiderio di salvaguardare la natura dall'intervento spesso sconsiderato dell'uomo. Se di fronte al proliferare di queste iniziative non possiamo che compiacerci lo stesso atteggiamento non lo possiamo avere per quel che concerne l'assetto legislativo. La legislazione concernente i Parchi Nazionali e le altre aree protette d'Italia risulta quanto mai carente e disomogenea. Le norme istitutive dei due primi e più importanti Parchi (1922-1923) avevano una visione abbastanza chiara dei problemi, in relazione all'epoca, ed in sostanza è soprattutto su di esse che si fonda ancora oggi l'attività più incisiva dei relativi Enti (Gran Paradiso e Abruzzo). Assai meno valida è invece la base legislativa degli altri Parchi (1934-1935) affidati all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali (Circeo e Stelvio), a cui nel frattempo erano stati assegnati anche i primi, a seguito della improvvisa soppressione della loro autonomia voluta dal fascismo, che segnò il periodo più triste della storia dei Parchi Nazionali Italiani (1923-1850).

Ricostituiti gli Enti subentrò la faticosa ripresa dei due Parchi più antichi, che subivano una serie di preoccupanti aggressioni non sventate dalla legislazione divenuta

nel frattempo sempre più complessa e farraginosa, mentre i Parchi rimasti all'Azienda restavano nel più totale abbandono. Veniva quindi istituito (1968) e resta fin'ora quasi soltanto sulla carta, il quinto Parco Nazionale Italiano quello della Calabria, mentre nascevano finalmente le prime riserve naturali (1959-1978) sui terreni demaniali dell'Azienda, che vanamente erano state sollecitate in precedenza, dal mondo protenzionistico e alla cui creazione si sarebbe frapposta, secondo il potere pubblico, una pretesa carenza legislativa, mentre il fondamento di tali riserve fu poi trovato nella vecchia legge forestale (1923) né fu difficile a promuovere a maggior sostegno di questa, tutta una serie d'altre disposizioni. L'attuazione graduale dell'ordinamento regionale ed ancora più la soppressione dell'Azienda hanno ora creato una nuova situazione, non priva di incertezza e confusione, da cui peraltro, dato l'autentico interesse al problema, potrebbero emergere nuove tendenze ed anche un assetto definitivo e armonioso delle aree protette italiane in un sistema omogeneo e globale di Parchi e riserve simile a quelli ormai delineati in molti altri paesi. La soluzione dovrà comunque scaturire dalla legge quadro sulla materia, che il governo si è impegnato ad emanare entro il 31 dicembre 1979, data l'assoluta mancanza fino ad oggi di una normativa generale sull'argomento. Si spera quindi che il legislatore non si lasci sfuggire una delle occasioni più importanti per valorizzare l'ambiente tanto a lungo trascurato e l'ultima possibilità di impostare una politica nuova per i Parchi.

La legge quadro dovrà tener conto delle molte proposte precedenti ma non potrà trascurare, le molte innovazioni sopraggiunte nel nostro ordinamento giuridico, dei suggerimenti che si possono trarre dalle leggi regionali che dimostrano soprattutto come nella gestione in generale occorra una maggior articolazione e una maggiore flessibilità. Una soluzione se non ideale almeno abbastanza soddisfacente che tenga conto dei vari interessi in gioco potrebbe essere rappresentata dall'osservanza dei seguenti punti.

1) Coordinamento, promozione e controllo di Parchi e riserve affidati ad un apposito Comitato Centrale, in cui siano presenti in equilibrio le esigenze centrali e locali, le associazioni culturali-protezionistiche e le competenze scientifico-tecniche.

2) Dipendenza di tale comitato dal Governo (Presidenza del Consiglio dei Ministri) o dal Ministero dei beni culturali e ambientali.

3) Affidamento dei Parchi Naturali esistenti e di quelli da riconvertire o istituire, ad apposite agenzie (Enti pubblici) dotati di autonomia e snellezza amministrativa.

4) Creazione di un Ente per le riserve che assicuri la conduzione omogenea e scientificamente adeguata di tutte le riserve naturali presenti.

5) Unificare a livello centrale le funzioni comuni a tutti i Parchi e le riserve.

6) Collaborazione verso le Regioni o altri Enti locali da parte del comitato centrale, per la creazione di nuovi Parchi naturali, a livello interregionale, regionale o subregionale, nel rispetto della prioritaria iniziativa locale. Esistono segnali positivi che non possiamo trascurare. Si tratta di indizi, tracce, tendenze più che di elementi tangibili ma testimoniano pur sempre della difficoltosa nascita di una cultura ambientale, diffusasi, anche se in modi frammentari laddove non era mai fiorita; nei centri del potere politico ed economico. Il 1986 ha visto nascere il Ministero dell'Ambiente con un portafoglio e competenze in materia di conservazione della natura, tutela delle acque, prevenzione, inquinamento atmosferico. Valutazione impatto ambientale e con il riconoscimento di un "diritto civile", a un ambiente sano.

Secondo fatto di rilievo: il decollo della legge Golasso, con la sentenza della C. Costituzionale che ha riconosciuto la natura di "grande riforma", a una normativa che sancisce la "primarità del valore estetico culturale del paesaggio ... al quale vanno subordinati tutti gli altri interessi compresi" quelli economici.

Questo non deve spaventare perché non è vero che salvaguardia delle risorse ambientali e rilancio economico sono antitetici e inconciliabili. Sta emergendo infatti una diversa filosofia, una diversa "idea ambientale".

Un numero sempre più crescente di cittadini guarda al nostro patrimonio non come a un gioiello da tenere sotto la "campana di vetro" ma come a una risorsa gestibile e fruibile, nella convinzione che la ricostruzione, il riassetto del territorio, la protezione dell'ambiente possano essere anche un formidabile punto di partenza per la rinascita economica e civile e la creazione di nuovi posti di lavoro e di sviluppo.

A completamento di un argomento che sono certa di non aver affrontato in tutti i suoi aspetti (la vastità dei problemi non lo avrebbe concesso) riporto l'elenco della legislazione sui Parchi Nazionali e Regionali, che sicuramente è nutrita anche se, ma non ancora del tutto idonea, ad inquadrare un problema complesso e preoccupante come è quello della tutela ambientale.

Parchi Nazionali e Regionali

1. Legislazione sui Parchi Nazionali.

a) Parco nazionale del Gran Paradiso.

I – R.D.L. 3 dicembre 1922, n. 1584. – Costituzione di un "Parco nazionale" presso il gruppo del "Gran Paradiso" nelle Alpi Graie.

II – R.D.L. 24 gennaio 1924, n. 168. – Modificazioni ed aggiunte al R.D.L. 3 dicembre 1922, n. 1584, col quale fu istituito il Parco nazionale del Gran Paradiso.

III – R.D. 7 marzo 1935, n. 1332. – Approvazione del regolamento per l'applicazione delle leggi sul Parco nazionale del Gran Paradiso.

IV – D. Lgs. C.P.S. 5 agosto 1947, n. 871. – Istituzione dell'ente "Parco nazionale Gran Paradiso", con sede in Torino.

V – Legge 10 novembre 1949, n. 866. – Aumento del contributo dello Stato a favore dell'Ente autonomo "Parco nazionale del Gran Paradiso", con sede in Torino.

VI – Legge 10 maggio 1965, n. 509. – Aumento dei contributi dello Stato, della Regione Valle d'Aosta e della Provincia di Torino a favore dell'Ente "Parco nazionale del Gran Paradiso".

VII – Legge 6 dicembre 1972, n. 815. – Aumento del contributo dello stato per la gestione dell'ente Parco nazionale del Gran Paradiso.

VIII – D.M. 28 maggio 1977. – Ripristino dei confini legali del Parco nazionale del Gran Paradiso.

IX – D.L. 1° luglio 1978, n. 349. – Concessione di contributi straordinari per la gestione dei Parchi del Gran Paradiso, d'Abruzzo, del Circeo, dello Stelvio e della Calabria.

b) Parco nazionale dell'Abruzzo (1).

I – Legge 12 luglio 1923, n. 1511. – Conversione in legge, con modificazioni, del R.D.L. 11 gennaio 1923, n. 257, riguardante la costituzione del Parco nazionale d'Abruzzo.

II – R.D. 27 settembre 1923, n. 2124. – Approvazione del regolamento per l'esecuzione della legge sulla costituzione del Parco nazionale dell'Abruzzo.

(1) Vedi, anche, il D.L. 1° luglio 1978, citato al n. a) IX.

III – R.D.L. 4 gennaio 1925, n. 69. – Modificazioni ed aggiunte al R.D.L. 11 gennaio 1923, n. 257, convertito nella legge 12 luglio 1923, n. 1511, concernente la costituzione del Parco nazionale dell'Abruzzo.

IV – R.D. 6 maggio 1926, n. 832. – Diterminazione delle caratteristiche delle bellezze naturali e formazioni geologiche e palentologiche di cui può essere vietata l'alterazione o la manomissione nel Parco nazionale dell'Abruzzo.

V – R.D. 13 agosto 1926, n. 1960 – Modificazioni ed aggiunte al regolamento per l'esecuzione della legge sulla costituzione del Parco nazionale d'Abruzzo.

VI – D. Lgs. 17 marzo 1948, n. 558. – Aumento del contributo statale a favore dell'Azienda di Stato per le foreste demaniali per il mantenimento dei parchi nazionali d'Abruzzo e dello Stelvio.

VII – Legge 21 ottobre 1950, n. 991. – Ricostituzione dell'Ente autonomo del Parco nazionale d'Abruzzo.

VIII – D.P.R. 30 giugno 1951, n. 535. – Norme per l'organizzazione e per il funzionamento dell'Ente autonomo del Parco nazionale d'Abruzzo.

IX – D.P.R. 22 novembre 1976. – Ampliamento del Parco nazionale d'Abruzzo.

c) Parco nazionale del Circeo (2).

I – Legge 25 gennaio 1934, n. 285. – Costituzione del Parco nazionale del Circeo.

II – R.D. 7 marzo 1935, n. 1324. – Approvazione del Regolamento per l'applicazione della legge che costituisce il Parco nazionale del Circeo.

III – Legge 28 febbraio 1961, n. 199 .– Concessione del contributo statale annuo a favore dell'Azienda di Stato per le foreste demaniali per la gestione, conservazione e valorizzazione del Parco nazionale del Circeo.

IV – D.P.R. 2 luglio 1975. – Variazione dei confini del Parco nazionale del Circeo.

V – D.P.R. 23 gennaio 1979. – Inclusione dell'isola di Zannone nel Parco nazionale del Circeo.

d) Parco nazionale dello Stelvio (2).

I – Legge 24 aprile 1935, n. 740. – Costituzione del "Parco nazionale dello Stelvio".

II – D.P.R. 30 giugno 1951, n. 1178. – Approvazione del regolamento per l'applicazione della legge 24 aprile 1935, n. 740, concernente l'istituzione del Parco nazionale dello Stelvio.

III – Legge 28 marzo 1957, n. 223. – Concessione di un contributo straordinario a favore dell'Azienda di Stato per le foreste demaniali per l'amministrazione del Parco nazionale dello Stelvio.

IV – Legge 6 luglio 1960, n. 755. – Aumento del contributo annuo dello Stato a favore dell'Azienda di Stato per le foreste demaniali per l'amministrazione del Parco nazionale dello Stelvio per gli esercizi finanziari 1958-59, 1959-60 e 1960-61.

V – Legge 6 dicembre 1972, n. 814. – Aumento del contributo dello Stato a favore dell'Azienda di Stato per le foreste demaniali per l'amministrazione del Parco nazionale dello Stelvio.

VI – D.P.R. 23 aprile 1977. – Ampliamento del Parco nazionale dello Stelvio.

e) Parco nazionale della Calabria (2).

I – Legge 2 aprile 1968, n. 503. – Istituzione del Parco nazionale della Calabria.

II – D.M. 25 dicembre 1978. – Delimitazione del Parco nazionale della Calabria.

(2) Vedi, anche, il D.L. 1° luglio 1978, n. 349, citato al n. a) IX.

III – D.M. 20 giugno 1982. – Ampliamento del Parco nazionale della Calabria.
IV – D.M. 8 agosto 1985. – Ulteriore ampliamento del Parco nazionale della Calabria.

2. Legislazione sui Parchi Regionali

a) Regione Abruzzo.
Legge regionale 20 giugno 1980, n. 61. – Norme per la difesa dell'ambiente e direttive per l'istituzione dei parchi e riserve naturali e parchi territoriali.

b) Regione Basilicata.
Legge regionale 16 gennaio 1978, n. 3 – Istituzione del Parco storico delle Chiese rupestri di Matera.

c) Regione Campania.
Legge regionale 29 maggio 1980, n. 45. – Istituzione del parco naturale "Diecimare" nel comune di Cava dei Tirreni in provincia di Salerno.

d) Regione Emilia Romagna.
D.P.G.R. 2 marzo 1982, n. 136. – Istituzione del parco naturale dei Boschi di Carrega.

e) Regione Lazio.
– Legge regionale 28 novembre 1977, n. 46. – Costituzione di un sistema di parchi regionali e di riserve naturali.
– Legge regionale 24 giugno 1980, n. 80. – Formazione del piano regionale dei parchi e delle riserve, a norma della L.R. 28 novembre 1977, n. 46.
– Legge regionale 29 giugno 1983, n. 8. – Istituzione del Parco naturale dell'Appennino "Monti Simbruini".

f) Regione Liguria.
– Legge regionale 12 settembre 1977, n. 40. – Norme per la salvaguardia dei valori naturali e per la promozione di parchi e riserve naturali in Liguria. Modificata ed integrata dalla L.R. 24 marzo 1980, n. 18.
– Legge regionale 19 novembre 1982, n. 43. – Istituzione del parco naturale fluviale della Magra.

g) Regione Lombardia.
– Legge regionale 9 gennaio 1974, n. 2. – Norme urbanistiche per la tutela delle aree comprese nel piano generale delle riserve e dei parchi naturali d'interesse regionale. – Istituzione del Parco Lombardo della Valle del Ticino. Modificata dalla L.R. 15 luglio 1974, n. 42 e dalla L.R. 14 giugno 1976, n. 15.
Legge regionale 11 giugno 1975, n. 78. – Istituzione del parco d'interesse regionale Nord-Milano. Modificata dalla L.R. 24 aprile 1976, n. 10.
– Legge regionale 20 agosto 1976, n. 31. – Istituzione del Parco di interesse regionale delle Groane. Modificata dalla L.R. 24 agosto 1977, n. 43.
– Legge regionale 18 agosto 1977, n. 31. – Istituzione del parco di interesse regionale dei Colli di Bergamo. Modificata dalla L.R. 5 dicembre 1979, n. 71.
– Legge regionale 30 novembre 1983, n. 86. – Piano generale delle aree regionali protette. Norme per la istituzione delle riserve, dei parchi e dei monumenti materiali,

nonché delle aree di particolare rilevanza naturale e ambientale. Modificata ed integrata dalle L.R. 23 aprile 1985, n. 41.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 76. – Istituzione del parco naturale della Pineta di Appiano Gentile e Tradate.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 77. – Istituzione del parco naturale di Montevecchia e Valle del Curone.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 78. – Istituzione del parco naturale di Monte Barro.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 79. – Istituzione del parco naturale dell'Adamello.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 80. – Istituzione del parco naturale dell'Adda Nord.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 81. – Istituzione del parco naturale dell'Adda Sud.

– Legge regionale 16 settembre 1983, n. 82. – Istituzione del parco naturale della Valle del Lambro.

– Legge regionale 19 marzo 1984, n. 17. – Istituzione del parco Campo dei Fiori.

– Legge regionale 8 settembre 1984, n. 47. – Istituzione del parco del Mincio.

– Legge regionale 1 giugno 1985, n. 70. – istituzione del parco del Serio.

h) Regione Marche.

– Legge regionale 27 febbraio 1975, n. 7. – Concessione di contributi agli Enti locali ed ai privati l'attrezzatura ad uso pubblico delle zone di interesse naturalistico, paesistico e dei parchi urbani.

i) Regione Piemonte.

– Legge regionale 4 giugno 1975, n. 43. – Norme per l'istituzione dei parchi e delle riserve naturali.

– Legge regionale 25 giugno 1976, n. 32. – Istituzione dell'Azienda regionale per la gestione della tenuta La Mandria. Modificata dalla L.R. 21 agosto 1978, n. 51.

– Legge regionale 20 marzo 1978, n. 14. – Istituzione del Parco Naturale dell'Alpe Veglia. Modificata con L.R. 4 dicembre 1978, n. 72.

– Legge regionale 21 agosto 1978, n. 53. – Istituzione del Parco Naturale della Valle del ticino.

– Legge regionale 21 agosto 1978, n. 54. – Istituzione del Parco regionale La Mandria.

– Legge regionale 23 agosto 1978, n. 55. – Istituzione del Parco naturale delle Lame del Sesie e delle riserve naturali speciali dell'Isolone di Oldenico e della Garzaia di Villarboit. Modificata con L.R. 4 dicembre 1978, n. 72.

– Legge regionale 28 dicembre 1978, n. 84. – Istituzione del Parco naturale dell'Alta Valle Pesio.

– Legge regionale 19 aprile 1979, n. 18. – Istituzione del Parco naturale Alta Val Sesia.

– Legge regionale 31 agosto 1979, n. 52. – Istituzione del Parco naturale delle Capanne di Marcarolo.

– Legge regionale 28 gennaio 1980, n. 5. – Istituzione del Parco naturale e area attrezzata del Sacro Monte di Crea. Modificata con L.R. 10 dicembre 1980, n. 81.

– Legge regionale 16 maggio 1980, n. 45. – Istituzione del parco naturale della Val Troncea.

– Legge regionale 15 maggio 1980, n. 46. – Istituzione del parco naturale dei Laghi di Avigliana.

– Legge regionale 16 maggio 1980, n. 47. – Istituzione del parco naturale dei Lagoni di Mercurago.

– Legge regionale 16 maggio 1980, n. 48. – Istituzione del parco naturale della Rocca di Cavour.

– Legge regionale 20 maggio 1980, n. 51. – Istituzione del parco naturale del Gran Bosco di Salbertrand.

– Legge regionale 30 maggio 1980, n. 65. – Istituzione del parco naturale dell'Argentera.

– Legge regionale 30 maggio 1980, n. 66. – istituzione del parco naturale Orsiera-Rocciavrè.

l) Regione Puglie.

– Legge regionale 7 giugno 1975, n. 50. – Istituzione dei Parchi naturali attrezzati.

– Legge regionale 24 marzo 1980, n. 21. – Modifiche ed integrazioni alla legge regionale n. 50 del 7 giugno 1975 ed istituzioni del ''Parco naturale attrezzato Proto selvaggio Torre Uluzzi''.

m) Regione Toscana.

– Legge regionale 5 giugno 1975, n. 65. – Istituzione del Parco naturale della Maremma.

– Legge regionale 13 dicembre 1979, n. 61. – Istituzione del parco naturale di Migliarino, San Rossore e Massaciuccoli.

– Legge regionale 24 maggio 1980, n. 65. – Norme per la situazione del Parco delle Alpi Apuane.

n) Regione Trentino-Alto Adige.

N/1 *Provincia autonoma di Bolzano.*

– Legge provinciale 25 luglio 1970, n. 16. – Tutela del paesaggio. Modificata con L.P. 19 settembre 1973, n. 37.

– D.P.G.P. 16 settembre 1974, n. 68. – Costituzione del Parco naturale dello Sciliar.

– D.P.G.P. 15 marzo 1976, n. 15. – Costituzione del Parco naturale del Gruppo di Tessa.

– D.P.G.P. 31 ottobre 1977, n. 29 . – Costituzione del Parco naturale Puez-Odle.

– D.P.G.P. 4 marzo 1980, n. 72. – Costituzione del parco naturale di Fanes-Sennes-Braines.

– D.P.G.P. 16 dicembre 1980, n. 85. – Costituzione del parco naturale Monte Corno.

– D.P.G.P. 22 dicembre 1981, n. 103. – Costituzione del parco naturale Dolomiti di Sesto.

N/2 *Provincia autonoma di Trento.*

Legge provinciale 12 settembre 1967, n. 7. – Approvazione del piano urbanistico provinciale (Costituisce i parchi naturali ''Adamello-Brenta'' e ''Panereggio – Pale di S. Martino'').

o) Regione Veneto.

Legge regionale 31 maggio 1980, n. 72. – Norme per la istituzione di parchi e di riserve naturali.

BIBLIOGRAFIA

DI FIDIO M. *La tutela ambientale naturale*. Editore Pirola 1987.
MELANDRI E. *Parchi e riserve naturali*. Editore Maggioli 1987.
TASSI F. *Parchi Nazionali*. La Nuova Italia 1979.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

W. Frigo

PROBLEMI DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO

Parco Nazionale dello Stelvio
Via Monte Braulio, 56 - 29032 Bormio (Sondrio)

La tutela della natura e dell'ambiente si attuano in Italia con leggi specifiche che trovano il loro fondamento nell'articolo nove della Costituzione, ritenuto uno dei principi fondamentali dell'ordinamento democratico, al pari della tutela del patrimonio storico ed artistico.

Sono numerosi i Ministeri che, a vario titolo, si interessano dei problemi dell'ambiente: Agricoltura e Foreste, Lavori Pubblici, Beni Culturali e Ambientali, Sanità, Pubblica Istruzione e Ambiente, quest'ultimo istituito solo da pochi anni.

Inoltre, con l'avvento dell'ordinamento regionale, gran parte delle funzioni relative alla protezione dell'ambiente è stata trasferita dallo Stato alle Regioni: tra queste materie rientra anche l'istituzione e la gestione dei parchi naturali.

Sono invece rimasti di competenza dello Stato i parchi nazionali, che sono stati posti alle dirette dipendenze del nuovo Ministero dell'Ambiente, che ne ha ereditato la competenza dal Ministero Agricoltura e Foreste al quale sono rimaste in gestione solo le riserve naturali, costituite su territori di proprietà demaniale.

In realtà il passaggio delle consegne tra i due Ministeri non è ancora stato completato in quanto, per ora, sono transitati solo i due parchi nazionali del Gran Paradiso e dell'Abruzzo, costituiti in Enti Autonomi, mentre per gli altri tre, Stelvio, Circeo, Calabria, si dovrà attendere l'emanazione della legge-quadro dei parchi, di cui dovrebbe essere finalmente imminente l'approvazione da parte del Parlamento.

Di questi tre parchi, gestiti per ora dal personale del Corpo Forestale dello Stato, lo Stelvio è quello che ha, quasi sicuramente, avuto la vita più avventurosa ed irta di ostacoli e difficoltà di ogni genere, dovute principalmente al fatto di insistere su due Regioni, Lombardia e Trentino Alto Adige, profondamente diverse tra loro sia per origine storica ed etnica sia per il modello di amministrazione loro attribuito: di tipo straordinario per il Tirolo, di tipo ordinario per la Lombardia.

Ad aggravare ulteriormente la situazione sta anche il fatto che le popolazioni tirolesi di lingua tedesca, salvo poche eccezioni, non hanno mai visto di buon occhio questa istituzione, ritenuta una grave imposizione coercitiva perpetrata dal Palazzo Romano sui loro territori, ma ancor più sulle loro teste.

Va a tal riguardo ricordato che la legge istitutiva è stata emanata nel 1935, alcuni anni dopo l'annessione all'Italia del Trentino Alto Adige dopo la caduta dell'impero austroungarico e solo qualche anno dopo l'avvento del regime fascista.

Gli articoli che compongono la legge sono alquanto simili a quelli inseriti nel testo della legge per il Parco Nazionale del Circeo, emanata l'anno prima, con alcune modifiche che consentono una più rigorosa tutela dei beni naturali che sono presenti nel gruppo montuoso dell'Ortles-Cevedale, sul quale si estende lo Stelvio, rispetto all'eccessivo permessivismo, che si riconosce nelle norme applicate al Circeo.

Si tratta in ogni caso di una legge poco funzionale e ancor meno precisa, che lascia aperti molti varchi alla utilizzazione consumistica del territorio e alla modificazione dell'assetto naturale dei luoghi: in definitiva una legge che non aveva in sé il carattere

deciso di una reale tutela dei valori naturali, ambientali, storici, paesaggistici e culturali.

Ma, al di sopra di queste brevi considerazioni, è importante far notare che per rendere esecutiva la legge era necessario emanare il suo Regolamento di Applicazione, nel quale avrebbero dovuto essere indicate le norme e le procedure previste per realizzare la tutela del Parco Nazionale dello Stelvio.

Purtroppo negli anni successivi al 1935 il Governo Italiano, impegnato in operazioni belliche che sarebbero sfociate nella dichiarazione della Seconda Guerra Mondiale, si era completamente dimenticato di questo adempimento di legge lasciando il parco nazionale, di fatto, solo una semplice espressione grafica sulla carta, privo di qualsiasi attività che ne giustificasse la sua istituzione.

In effetti la Direzione del Parco, ubicata a Silandro, in Val Venosta, si interessava esclusivamente della gestione del complesso forestale demaniale denominato "Foreste di Solda", che molti anni più tardi sarebbe stato trasferito dallo Stato alla Provincia Autonoma di Bolzano, perdendo così l'unica proprietà terriera di cui disponeva la Direzione del Parco.

Nelle altre valli del parco, Valtellina e Val di Sole, a quei tempi, non erano stati aperti nemmeno i Posti di Custodia per la sorveglianza del territorio del parco, salvo a Cogolo in Val di Pejo dove operavano un paio di guardie giurate, che svolgevano compiti di guardiacaccia.

Il Governo Italiano si è ricordato del conto aperto con lo Stelvio molti anni dopo la conclusione delle ostilità belliche, nel 1951, anno in cui vede la luce il DPR 1178, ovverosia il Regolamento di Applicazione della legge istituiva.

Dal confronto delle due date di emanazione della legge e del suo Regolamento emerge immediatamente una riflessione sulla contraddittorietà palese tra i due strumenti legislativi.

Si tratta in sintesi del fatto che ad una legge emanata in un regime a carattere fortemente autoritaristico è stato affiancato un regolamento ispirato ai nuovi principi costituzionali repubblicani e democratici, con il risultato che molte affermazioni di principio inserite nella legge istitutiva non hanno trovato compatibilità nelle norme di attuazione.

Questa dicotomia ha segnato continuamente e profondamente la gestione del parco, determinando difficoltà e incertezze nella applicazione del dettato istituzionale e creando, di riflesso, molte preoccupazioni per il futuro stesso dell'integrità del parco.

Originariamente il parco si estendeva per circa 96.000 ettari, nelle provincie di Sondrio, Trento e Bolzano. Con l'entrata in vigore, nel 1951, dello strumento operativo si avviarono, automaticamente, le ostilità tra l'Amministrazione del parco e le popolazioni alto atesine, comprese entro e attorno al confine del parco.

I rapporti furono, fin dagli inizi, difficili e complessi sia per la irriducibile ostilità delle popolazioni locali alla presenza del parco nei loro territori, ritenuta incostituzionale e illegale, sia per la dichiarata opposizione delle autorità provinciali alla attuazione nei loro territori delle norme previste dalla legge istitutiva.

Le autorità alto atesine non hanno mai voluto accettare la legittimità costituzionale del parco, istituito, secondo loro, arbitrariamente ed autoritariamente imposto dal passato regime e ritenuto, pertanto, incompatibile con il nuovo ordinamento democratico dello Stato Italiano.

In questo clima di aperta conflittualità rientra l'emanazione nel 1964 da parte della Giunta Regionale Trentino-Alto Atesina – a quel tempo non erano ancora state istituite le Provincie Autonome – di una legge sull'esercizio della caccia nel settore Trentino

Alto Atesino nel parco che modificava in modo sensibile le norme del testo unico della caccia, a cui faceva riferimento la legge istitutiva e che, pertanto, restava in vigore solo nel settore valtellinese.

In questa legge regionale vennero indicate le zone in cui poteva essere esercitata la caccia di selezione e quelle dove questa attività era vietata.

La linea di demarcazione tra le aree a diverso regime venatorio, corrispondente approssimativamente con la isoipsa dei 2000 metri di quota e identificabile con il limite della vegetazione arborea, ebbe una notevole importanza negli anni successivi, quando si incominciò a discutere del ridimensionamento del territorio del parco, perché rappresentò in una proposta di legge il nuovo confine del parco per la zona alto atesina e, successivamente, la linea di separazione tra la zona A, di riserva generale, dalla zona B di riserva parziale nell'ennesima proposta di ristrutturazione del parco nazionale resa pubblica tra il 1988 e il 1989.

L'attività venatoria era stata prevista nel Regolamento di Applicazione della legge istitutiva, in quanto il parco era stato costituito in riserva di caccia, sottoposta alle norme del Testo Unico della Caccia.

L'Amministrazione del parco era incaricata di stabilire anno per anno il numero di capi da abbattere, non solo di ungulati, ma anche delle altre specie faunistiche comprese nell'elenco delle specie cacciabili previsto dal Testo Unico.

Quando fu emanata la legge regionale sopracitata parve a molti di intravedervi gli estremi di incostituzionalità poiché, a quel tempo, l'intero territorio del parco nazionale era sottoposto alle norme della legge istitutiva e di conseguenza solo lo Stato avrebbe potuto modificarne i contenuti, con l'emanazione di un apposito strumento di legge, promosso ed approvato dal Parlamento.

La legge passò, invece, senza alcuna opposizione da parte sia degli organi di controllo dello Stato sia delle associazioni protezionistiche, che non si fecero promotrici di ricorso contro tale provvedimento, come invece venne fatto, anni dopo, per l'applicazione della legge-quadro della caccia anche nel territorio Trentino-Alto Atesino del Parco.

Questa rinuncia ad adire le vie legali fu forse dettata dal fatto che, in quel momento, in Alto Adige la situazione era piuttosto calda e l'insofferenza della popolazione per le leggi italiane aveva raggiunto un livello critico molto pericoloso con frequenti episodi di terrorismo, che avevano scosso profondamente le già precarie basi di convivenza tra i due gruppi etnici dimoranti nelle vallate alto atesine.

Si scelse allora di non esasperare ulteriormente gli animi con un intervento che sicuramente sarebbe risultato fortemente impopolare almeno tra i cacciatori della Val Venosta, tradizionalmente molto appassionati a questo sport e molto gelosi dei diritti e dei privilegi che godevano in tale materia.

Prevalse, pertanto, il buon senso ma l'istituto del parco subì, in questo modo, un primo duro colpo alla sua immagine e alla sua credibilità: colpo che anche se non fu mortale, innescò una lunga serie di ritorsioni che si ripeterono sempre più pesantemente negli anni successivi fino a giungere alla recente formulazione di una proposta di legge che, se attuata, decreterebbe la fine della unitarietà e della omogeneità dell'intero territorio del parco.

Dopo questa sconfitta, più ideologica che materiale, con il perdurare delle ostilità e delle azioni terroristiche in Val Venosta, così come in gran parte della provincia di Bolzano, venne deciso di trasferire la sede della Direzione del Parco da Silandro a Bormio, in Valtellina, lontano, cioè, dal teatro delle attività sovversive.

Questa manovra, nelle intenzioni del Ministero, voleva significare anche un atto di distensione e di buona volontà dello Stato nella ricerca di un equilibrio nei rapporti con la popolazione di madre lingua tedesca.

Non sorprende pertanto che, proprio in quei tempi, si decida il trasferimento della proprietà delle foreste di Solda dalla Azienda di Stato per le Foreste Demaniali alla Amministrazione Provinciale di Bolzano.

Interpretate in un'altra ottica queste azioni hanno il sapore di una vera e propria Waterloo, di una rinuncia dello Stato alle proprie responsabilità nei confronti di un istituto, quello del parco dello Stelvio, che avrebbe dovuto rappresentare il modello più avanzato della tutela della natura da parte dello Stato Italiano.

Ma, tra gli anni sessanta e settanta, quando cioè si svolgevano questi eventi, la sensibilità della popolazione italiana, e, quindi, del Parlamento italiano nei confronti della protezione della natura era talmente modesta, se non anche sconosciuta, che nessuno si peritò di far conoscere quale pericoloso precedente era stato attuato e quali riflessi negativi esso avrebbe avuto nella gestione politica dell'ambiente e più specificatamente nella politica della salvaguardia dei gioielli della natura, quali sono i parchi nazionali, non solo in Italia ma anche in tutto il mondo.

Di questo totale disinteresse per le sorti e per la sopravvivenza dei templi della natura si può citare l'esiguità del finanziamento loro attribuito dallo Stato, che per lo Stelvio a quel tempo era di 50 milioni che non bastavano neanche a mantenere la decina di guardie giurate, a cui era demandato il compito di sorvegliare e controllare quasi centomila ettari di territorio.

Sebbene siano state fatte molte concessioni per favorire l'autonomia dei settori trentino e alto atesino, i rapporti con la Direzione del Parco non hanno avuto alcun miglioramento, anzi, con l'ampliamento e il consolidamento delle strutture amministrative, (avviato proprio nella seconda metà degli anni sessanta, in particolare l'ampliamento dell'organico del parco e l'aumento del finanziamento annuale che hanno permesso il miglioramento del quadro generale dei servizi di controllo e di sorveglianza, con un sensibile incremento nella difesa del territorio dal dilagare dell'abusivismo edilizio finalizzato alla realizzazione di strutture per la ricettività turistica), si è ampliato il campo di conflittualità tra parco e popolazioni locali.

La stessa insofferenza alla presenza del parco sui loro territori contagiò anche le popolazioni che risiedevano nel settore valtellinese che erano rimaste fino a quel momento abbastanza estranee ai problemi del parco, in quanto non avevano subito alcuna limitazione alle loro attività, anzi il parco era un buon distributore di permessi di caccia e, pertanto, era ben visto dai cultori dell'arte di Diana, anche perché il parco si dava da fare per incrementare l'esiguo numero di capi con interventi di foraggiamento invernale, di ripopolamento e di lotta al bracconaggio.

La delusione dei cacciatori arriva improvvisa nel 1968, con la chiusura della caccia a tutte le specie, stabilita dalla Direzione del Parco con la motivazione della necessità di favorire l'aumento del numero di capi di ungulati – cervo, capriolo e camoscio – e per assicurare la indispensabile tranquillità nelle aree dove, da poco, erano stati reintrodotti i primi stambecchi provenienti dalla riserva svizzera del Piz Albris e dal Parco Nazionale del Gran Paradiso.

Le proteste dei cacciatori sono state abbastanza contenute, più di quanto la Direzione non si aspettasse, dando dimostrazione di una inaspettata accettazione delle proposte avanzate dalla Direzione a favore della fauna.

Un intervento che ha fatto generare una vera e propria bufera nel parco è stato la posa delle tabelle di perimetrazione nel settore alto atesino del parco, in attuazione di quanto previsto dalla legge istitutiva: le proteste della Provincia Autonoma di Bolzano furono talmente vibrate che la Direzione, per non provocare un incidente diplomatico con le autorità romane, preferì abrogare tale disposizione e ritirare precipitosamente tutte le tabelle già collocate: ancor oggi non è consentito al parco di indicare quali siano i suoi confini nella Val Venosta.

Miglior sorte hanno avuto invece i cartelli posti sia nella zona trentina sia in quella lombarda: salvo qualche estemporanea impallinatura provocata dai colpi di fucili da caccia e qualche scritta aggiuntiva per esprimere il proprio dissenso al parco, in generale la segnaletica è stata sufficientemente rispettata dalla popolazione dimorante in tali zone.

Una vera e propria svolta storica nel faticoso ed accidentato cammino del parco si è avuta nel 1974 con l'emanazione, abbastanza improvvisa ed imprevista, del Decreto del Presidente della Repubblica n° 279, che detta le nuove norme per la gestione del parco, in attuazione di quanto previsto nel pacchetto per l'Alto Adige, stabilito nel dopoguerra con il patto De Gasperi-Gruber per la tutela degli interessi della minoranza etnica di lingua tedesca dimorante in Alto Adige.

Con questo strumento giuridico è stata anche decretata la soppressione di fatto della legge istitutiva del parco nel territorio trentino-alto atesino e la sua sostituzione con le norme di tutela ambientale e naturalistica vigenti nelle rispettive provincie.

Inoltre è stata consentita la riduzione dei confini del parco, solo per la parte trentina-alto atesina, "previa consultazione dello Stato, avuto riguardo alle condizioni urbanistiche, sociali ed economiche locali".

È previsto, infine, il riassetto normativo del parco, che deve essere eseguito sulla base dei principi di tutela stabiliti dalle convenzioni internazionali, e che si dovrà concretizzare in un apposito consorzio di cui faranno parte le due Provincie Autonome e lo Stato e, per effetto del D.P.R. N° 616 del 1977, anche la Regione Lombardia.

Di tutti questi nuovi strumenti giuridici previsti dal D.P.R. 279, è stata eseguita solo la sostituzione della legge istitutiva con le leggi provinciali, ma non in forma completa e definitiva, lasciando molte incertezze e indeterminazioni nella gestione del parco sotto il profilo istituzionale, che hanno caratterizzato in senso negativo la vita sempre più difficile di questa area protetta.

Uno dei temi che ha provocato e continua a provocare contrasti tra il parco e le popolazioni locali è quello che si riferisce all'urbanistica, ovverosia al regime di autorizzazione cui è assoggettato il territorio per effetto delle norme inserite nella legge istitutiva.

La chiave di volta della complessa e tortuosa materia è rappresentata dalla norma prevista dall'art. 4 del Regolamento di Applicazione della Legge che recita che l'autorizzazione del Parco è richiesta per la costruzione, prolungamento o modifica di centrali elettriche, di stabilimenti industriali di qualsiasi natura, di rifugi alpini e di fabbricati in genere "*di particolare importanza*" che si trovino fuori dall'abitato dei Comuni.

L'interpretazione "*della particolare importanza*" ha fatto riempire pagine di sentenze e di riflessioni giurisprudenziali senza che si sia potuto ottenere una soluzione definitiva da parte della Magistratura che ponesse fine alle polemiche e alle diatribe che sono sbocciate attorno a questo controverso ed oscuro dettato normativo.

Questo stato di incertezza è continuato fino al 1976, anno in cui la Corte Costituzionale, accogliendo un ricorso presentato dalla Direzione del Parco Nazionale del Circeo avverso alla approvazione del piano regolatore generale di Sabaudia, decretò che i Piani Regolatori dei Comuni che hanno territori compresi entro il perimetro dei parchi nazionali devono essere preventivamente approvati dalle autorità responsabili dei rispettivi parchi.

Anche senza risolvere pienamente la problematica aperta dalla incertezza del dettato legislativo in materia di autorizzazione alla costruzione di edifici in genere di particolare importanza, questa sentenza servì a dipanare la aggrovigliata matassa della responsabilità di autorizzare l'esecuzione di opere entro il perimetro dei parchi nazionali.

Non diede indicazioni puntuali sulle procedure e sulle modalità da adottarsi per determinare la compatibilità o meno con l'ambiente naturale della presenza di manufatti, perché, peraltro, la Corte non era stata investita di tale giudizio, ma assegnò alla Direzione del Parco la necessaria autorevolezza nella scelta delle linee urbanistiche da adottare nella stesura dei piani regolatori generali.

Al parco dello Stelvio questa sentenza servì a chiarire i rapporti con le Provincie Autonome di Trento e Bolzano, o meglio, provocò la necessità di richiedere al Tribunale Amministrativo regionale di Trento di indicare a chi fosse demandata la responsabilità decisionale in materia di nuove costruzioni edilizie nel territorio del parco, se allo Stato attraverso l'Ufficio Amministrazione del Parco oppure alla Provincia Autonoma, attraverso l'apposito ufficio responsabile per le questioni relative al parco nazionale.

La sentenza del TAR, impugnata dalla controparte, è stata inviata al Consiglio di Stato, che dovrà esprimere il proprio giudizio in merito: la sentenza è attesa con grande interesse sia dalla Direzione del Parco sia dalla Provincia di Trento, per poter stabilire definitivamente la linea da seguire nel futuro nella concessione delle licenze di costruzioni edilizie nel territorio del parco.

Nel 1977, l'anno successivo alla sentenza della Corte Costituzionale di cui si è fatto cenno, lo Stato emanava alcuni provvedimenti di legge di grande rilevanza non solo per il parco nazionale dello Stelvio ma, soprattutto, per l'affermazione dell'importanza e del ruolo dei parchi nazionali nella difesa della natura e dell'ambiente.

Con Decreto del Presidente della Repubblica, su proposta dell'indimenticato Ministro dell'Agricoltura e Foreste, sen. Giovanni Marcora, il parco dello Stelvio viene ampliato di 38.000 ettari, passando così da 96.000 a 134.000 ettari di estensione: a quel tempo questa superficie rappresentava oltre la metà delle aree protette di tutta la penisola italiana!

L'ampliamento ha interessato due aree distinte, tra loro non comunicanti: il gruppo montuoso del Gavia-Sobretta-Serottini, tra le Provincie di Sondrio e Brescia e le Alte Valli dell'Adda e dello Spöll.

Questo secondo ampliamento ha consentito il congiungimento del Parco dello Stelvio con il parco nazionale svizzero dell'Engadina, auspicato da sempre sia dalle autorità svizzere sia dalla Regione Lombardia che, nel 1973, aveva pubblicato, in collaborazione con la Direzione del Parco dello Stelvio, una proposta di istituzione di un parco naturale su quel comprensorio ritenuto, dall'allora Assessore alla Foreste, Dr. Giuliani, "*di notevole interesse naturalistico*".

Nella presentazione del volume l'assessore scrisse, tra l'altro, che "*la creazione di una vasta area contigua sottoposta a tutela determina infatti ripercussioni favorevoli anche per quanto riguarda le prospettive turistiche, a livello non solo regionale ma anche nazionale ed internazionale*".

Va detto che l'area destinata dalla Regione Lombardia a parco naturale, era stata individuata fin dal lontano 1922, come meritevole di essere costituita in parco nazionale: la prima ipotesi, infatti, di parco nazionale dell'Alta Valtellina, non riguardò il gruppo dell'Ortles-Cevedale, ma proprio le valli al confine della Svizzera, tra Livigno e Cancano.

La proposta cadde con la motivazione, alquanto sorprendente e sotto qualche profilo risibile e deludente, che lo Stato Italiano non poteva accollarsi l'onere di salvaguardare

e tutelare gli interessi del limitrofo parco nazionale svizzero, istituendogli una zona di rispetto e di controllo nelle sue immediate vicinanze.

Quando qualche decina di anni dopo venne istituito il parco dello Stelvio quella importante area, affiancata al parco dell'Engadina, non fu inserita nel suo perimetro.

Contro la risoluzione di aggregazione al parco dello Stelvio delle Alte Valli dell'Adda e dello Spöll si ebbero alcuni ricorsi al Tribunale Amministrativo Regionale della Lombardia, tra cui, quello più autorevole, della Società dei Bagni che, a quel tempo, era al centro di una controversa, colossale, operazione di speculazione edilizia che aveva come obiettivo la trasformazione del complesso alberghiero termale, in un mega-centro turistico-residenziale.

Il progetto cadde sia per l'opposizione degli organi responsabili regionali che dichiararono illegittime le licenze edilizie rilasciate dal Comune di Valdidentro, sia per l'inclusione dell'area nei nuovi confini del parco nazionale dello Stelvio, la cui Direzione dichiarò di essere favorevole ad una ristrutturazione del complesso alberghiero solo nell'ipotesi di una sua riutilizzazione nel campo termale e, contraria all'inserimento di nuovi residences.

Meno faticoso fu invece l'inserimento nel parco del territorio su cui si estende il gruppo montuoso del Gavia-Sobretta-Serottini. Le Amministrazioni Comunali interessate vollero conoscere quali erano i vincoli che la legge del parco imponeva alla popolazione e quali sarebbero stati i benefici che ne sarebbero derivati e, dopo una approfondita chiarificazione, si poterono stabilire dei rapporti di collaborazione corretti e costruttivi, avendo come obiettivo comune la tutela delle valli entrate a far parte del comprensorio del parco e la loro corretta utilizzazione a fini turistico-ricreativi.

Una particolare attenzione è stata volta dalla Direzione al problema degli insediamenti tradizionali presenti nella valle di Rezzalo, costituiti da un numeroso gruppo di baite, di indiscusso valore architettonico, per le quali il Comune di Sondalo, in accordo col parco nazionale, predispose un piano regolatore particolareggiato finalizzato alla loro conservazione e, ancor più, al loro uso per attività tradizionali.

L'operazione rappresentò un ottimo modello di intervento conservativo di tipo "*attivo*", cioè di assicurazione del mantenimento sul posto delle popolazioni montane utilizzando strumenti urbanistici ed interventi gestionali che favoriscono la continuazione delle attività tradizionali, quali il pascolo, la fienagione, la produzione latteo-casearia.

Nello stesso anno 1977 il Governo emana un altro importante provvedimento di legge che riguarda uno degli aspetti più caratterizzanti la gestione del parco, cioè la conservazione e il miglioramento del patrimonio faunistico.

Viene, infatti, emanata la legge-quadro della caccia che, anche se non soddisfa le attese dei protezionisti che l'avrebbero voluta ben più rigida e meno permissiva almeno per ciò che riguarda l'avifauna, ha però il pregio di aver finalmente stabilito il divieto assoluto di caccia entro i territori costituiti a parco o a riserva naturale.

Va qui detto che fin da dieci anni prima la caccia era stata esclusa su tutto il territorio valtellinese del parco, non con uno specifico dispositivo di legge ma in applicazione della norma che attribuiva all'amministratore del parco il potere di adottare provvedimenti limitativi rispetto all'esercizio venatorio, qualora se ne ravvedessero le necessità in ordine alla quantità di capi presenti nel territorio.

La Direzione, infatti, giustificò tale temporanea cessazione degli abbattimenti con il fatto che in tale settore del parco era stata accertata, senza ombra di dubbio, una scarsa presenza faunistica e che, di conseguenza, si riteneva necessario avviare interventi che favorissero l'incremento, in particolare degli ungulati.

Da quel momento la caccia non fu più riammessa, anche per il fatto che lo Stato ne proibì l'esercizio con la sopracitata legge-quadro.

Nei settori Trentino e Alto Atesino, come precedentemente citato, questa attività continuava, imperterrita, ad essere esercitata, in virtù della norma regionale del 1964 ed in attuazione della autonomia di gestione del parco stabilita dal D.P.R. del 1974.

Nemmeno l'entrata in vigore della legge-quadro del 1977 ebbe la necessaria forza di chiudere le ostilità venatorie nei territori trentino e alto atesino, poiché venne ritenuto prevalente il dettato costituzionale della autonomia in materia di caccia e pesca stabilito dal D.P.R. 279 rispetto alla legge ordinaria sulla caccia del 1977: nelle provincie autonome di Trento e Bolzano si giudicò, infatti, inapplicabile tale provvedimento nelle provincie a ordinamento straordinario.

Contro questa interpretazione, nel 1981, il Fondo Mondiale per la Natura, fece ricorso al Consiglio di Stato che, accogliendo le tesi esposte, dichiarò illegittimo tale esercizio, proprio per la sua incompatibilità con le norme stabilite dalla legge-quadro della caccia.

Questa clamorosa sentenza fece tacere sì le doppiette su tutto il territorio del parco ma non i cacciatori trentini e alto-atesini che proclamarono, durante assemblee pubbliche molto animate, che avrebbero effettuato una invasione pacifica del parco con i fucili in spalla, se non fosse stato revocato immediatamente tale iniquo provvedimento.

La protesta, fortunatamente, per buona pace di tutti, rientrò e i cacciatori iniziarono un lungo amaro periodo di astinenza che continua ancor oggi. Ciò non significò, però, che i cacciatori si fossero rassegnati a questa ingiusta sorte anzi da quel momento incominciarono ad elaborare strategie per poter recuperare i passi perduti.

Alleandosi con gli agricoltori, in Val Venosta, raccolsero circa 7000 firme di adesione alla proposta di riduzione dell'estensione del parco nel loro territorio, con il non dichiarato intento di recuperare zone su cui poter di nuovo esercitare la caccia.

Sulla base di questa specie di referendum popolare e in attuazione delle norme consentite dal D.P.R. 279 del 1974, le autorità provinciali alto atesine, riesumarono un vecchio progetto di legge in cui si previde di escludere dai confini del parco circa la metà del territorio ricadente sotto la loro giurisdizione: l'area considerata coincide, non certo casualmente, con la parte di territorio sulla quale veniva esercitata la caccia secondo quanto stabilito dalla legge regionale del 1964.

Il disegno di legge, dopo essere stato approvato dalla Giunta Provinciale di Bolzano, è stato inviato al Governo per la definitiva approvazione. Per l'esame di rito vengono incaricati i Ministri dell'Agricoltura e Foreste e dell'Ambiente: del loro giudizio non vi è ancor oggi alcuna traccia.

Contro questo tentativo di riduzione del Parco nazionale dello Stelvio in Alto Adige si sono opposte molte associazioni protezionistiche ed ambientalistiche, in particolare il Fondo Mondiale della Natura che, sul "*Giornale*" del 19 febbraio 1986, dichiarò che "*si è sempre opposto a qualsiasi modifica dei confini del parco, mentre i protezionisti di lingua tedesca non sarebbero disposti a condividere il progetto approvato che spalancherebbe le porte alle doppiette*".

Sulla proposta alto atesina si espresse negativamente anche l'allora Ministro della Ecologia, sen. Zanone, che non condivise tale scelta che, in sintesi, avrebbe stabilito che dei 55.000 ettari di parco in Alto Adige, 23.000 sarebbero stati trasformati in parco naturale, nel quale sarebbe stata consentita la caccia, 8.000 sarebbero stati definitivamente estromessi dal parco, al quale sarebbero restati in definitiva solo i residui 24.000 ettari, tutti ubicati oltre i 2.000 metri di quota, cioè tra gli alti pascoli, tra il limite delle foreste e il deserto nivale.

Preso atto della evidente impopolarità della loro proposta di legge gli alto atesini si rivolsero all'Unione Internazionale per la Protezione della Natura, affinché prendesse in considerazione l'opportunità di inviare una missione di esperti al parco dello Stelvio per esaminare, sotto il profilo tecnico, la compatibilità con l'idea di parco nazionale, così come indicata nel congresso di Nuova Dhely del 1969, della zona di fondovalle venostano, che, per l'eccessiva utilizzazione da parte dell'uomo, era stata destinata ad essere estromessa dal territorio del parco.

La legittimità di questa alquanto sorprendente richiesta veniva fatta risalire ad un capoverso dell'art. 3 del D.P.R. 279 del 1974 che faceva fondare le basi del nuovo parco nazionale dello Stelvio sui principi fondamentali di tutela dei beni naturali stabiliti da "*accordi internazionali*".

Senza entrare nel merito della questione se si debbano intendere come accordi internazionali, l'adesione di un Assessorato Provinciale ad una associazione non governativa quale è l'UICN, sorprende invece il fatto che di questo incarico non è stato informato il Ministero competente, cioè quello dell'Agricoltura e delle Foreste, né il Ministero degli Esteri, né, ma questo ai fini della prassi protocollare è ininfluente, la stessa Direzione del Parco.

Quale osservatore italiano è stato invitato l'ex direttore del Parco Nazionale del Gran Paradiso, ing. Framarin, membro dell'UICN italiano e consigliere del WWF Italia. La spedizione si è svolta nel maggio scorso ed è durata un giorno e mezzo, trascorso tra voli in elicottero, viaggi in minibus e colazioni di lavoro. Dalla relazione trasmessa pochi giorni dopo è emerso che la proposta alto atesina è di grandissimo valore, appropriata e opportuna e pertanto la Commissione invita il Governo Italiano ad attuarla nel più breve tempo possibile per poter assicurare una nuova vita ad un parco nazionale la cui gestione, secondo quanto si legge nella relazione: "*è assolutamente inefficiente se non anche, per certi versi, inesistente*". La Commissione ha infine "*appurato che al Parco Nazionale dello Stelvio non vi è traccia alcuna che siano stati adottati i principi fondamentali indicati dall'UICN sui quali tutti i parchi del mondo fondano la loro gestione*": in definitiva hanno dichiarato che si tratta di un parco da buttare, anche se, bontà loro, hanno riconosciuto che lo Stelvio ha in sé una potenzialità tale da poter diventare uno dei più importanti parchi nazionali dell'arco alpino.

Per raggiungere questo obiettivo hanno proposto che venga cacciata l'attuale direzione, sia ridotto di metà il territorio, sia riaperta la caccia e vengano accolte le istanze di sviluppo presentate dalle popolazioni locali.

L'insuccesso di questa manovra di respiro internazionale è stato decretato dalle dichiarazioni dello stesso Assessore Provinciale rilasciate alla stampa in cui ha ammesso candidamente che sarebbe stato più opportuno che la Commissione Internazionale avesse preso contati anche con la Direzione del Parco.

Purtroppo questa ingerenza di un organismo straniero negli affari dello Stato Italiano ha provocato una serie di lamentele e di proteste, anche a livello nazionale, che sono sfociate in interrogazioni ai Ministri responsabili dell'Ambiente e della Agricoltura e Foreste nonché degli Affari Esteri.

Preoccupazione e indignazione sono stati anche espressi da alcuni consiglieri della Regione Lombardia che non è stata nemmeno informata di questa ispezione, sebbene oltre la metà del parco nazionale ricada nel suo territorio.

Ridurre il parco di alcune migliaia di ettari, di per sé, non è un fatto che possa avere una influenza determinante sul suo futuro, anzi vi sono indicazioni sufficientemente attendibili per ritenere che l'operazione potrebbe dare anche dei risultati, tutto sommato,

positivi per la sua tutela e per una migliore gestione, ma il pericolo insito in questa proposta sta altrove ed è di una gravità eccezionale tale da mettere in dubbio la esistenza di tutti gli altri parchi nazionali italiani.

Se si stabilisce un precedente giuridico che consente e, ancor più gravemente, ammette la indispensabilità di eliminare una parte di territorio costituito in parco nazionale per il fatto che su di essa le condizioni ambientali sono state talmente modificate dall'uomo da non poterne più accettare la loro presenza per non compromettere l'idea stessa di parco nazionale, diventa automatica la richiesta da parte degli altri parchi nazionali o meglio da parte delle autorità che presiedono al governo del territorio in cui tali parchi risiedono, alla stregua di quanto proposto dalla Provincia Autonoma di Bolzano, di restringere i confini dei loro parchi nelle zone occupate dall'uomo, ovverosia nei centri abitati e nelle aree dove ci sono attività umane esercitate continuativamente.

Per chi ha dimestichezza con i parchi nazionali italiani sa perfettamente che in ognuno dei territori del Circeo, dell'Abruzzo così come del Gran Paradiso e del Calabro, vi sono insediamenti umani permanenti che hanno sottratto più o meno ampi spazi alla natura.

A questo rischio se ne aggiunge un altro, meno evidente ma molto più pericoloso per la sopravvivenza dei valori naturali presenti nei territori costituiti in parco, nelle quali sono stati posti gli occhi per avviare progetti di utilizzazione turistica di tipo intensivo, pesante cioè, quale, per esempio, quello rappresentato dalle proposte di nuovi impianti di risalita tra i monti Sobretta e Vallecetta nel comprensorio della Valfurva, che potrebbero essere rivendicati come legittime aspirazioni di uno sviluppo economico delle popolazioni locali.

La polemica relativa alla modifica dei confini del parco e al riassetto istituzionale del parco nazionale, ha coinvolto nell'anno 1989 sia il Ministero dell'Ambiente sia la Regione Lombardia.

Il primo, nella stesura definitiva del testo della legislazione della legge-quadro sui parchi nazionali ha previsto, per lo Stelvio, uno specifico articolato che fa riferimento a quanto indicato dal D.P.R. 279/74.

In sintesi esso prevede l'istituzione di un Ente apposito con le caratteristiche più di una Federazione che di un Consorzio, composto dalle Provincie Autonome di Trento e Bolzano, dalla Regione Lombardia e dal Ministero dell'Ambiente. La novità risiede anche nell'impiego del personale del C.F.S. che può essere effettuato solo se il nuovo Ente lo richiede.

Questa innovazione ha, naturalmente, provocato molta apprensione nelle 93 guardie attualmente in forza al parco nazionale, per il loro incerto futuro.

Per quanto di sua competenza la Regione Lombardia ha dichiarato, attraverso la Presidenza della Giunta Regionale, il suo interesse per la ricerca di una soluzione soddisfacente e la sua volontà ad intervenire attivamente nella fase di predisposizione dello statuto del Consorzio.

In un recente incontro i rappresentanti delle regioni dell'arco alpino, Arge Alp e Alpe Adria, hanno istituito un apposito gruppo di lavoro incaricato di redigere una proposta unitaria sull'identità dei parchi nazionali, sulla loro funzione e ruolo nel quadro della tutela e della conservazione dei caratteri originari delle Alpi, della specifica cultura e delle tradizioni che hanno reso questo territorio una entità unica al mondo per la sua tipicità, che è sopravvissuta alla spartizione in unità politiche differenti e spesso in aperto conflitto tra loro.

Questa necessità di studiare un modello di parco nazionale rappresentativo delle realtà naturali, ambientali, paesaggistiche, storiche, culturali del mondo alpino, è sentita sempre più intensamente in questi ultimi anni, caratterizzati da una forte spinta centrifuga impressa dalle regioni in antagonismo con le ipotesi accentratrici insite nei governi nazionali.

I parchi nazionali sulle Alpi sono stati istituiti, in quasi tutti i casi, da leggi emanate dai governi centrali e pertanto sono risultati sempre di difficile comprensione ed accettazione da parte delle popolazioni di montagna storicamente maldisposte ad essere sottomesse alle decisioni adottate dall'esterno.

Questo atteggiamento ben noto ai due parchi nazionali italiani, Gran Paradiso e Stelvio, si ritrova anche nelle popolazioni francesi presenti nei comprensori che ospitano i Parchi della Vanoise e del Mercantour.

Ostilità e diffidenza vengono continuamente espresse anche nelle valli austriache in cui è stato istituito il Parco Nazionale degli Alti Tauri.

Sorte migliore hanno avuto i parchi nazionali costituiti dai Paesi a governi federali, come la Germania e la Jugoslavia, poiché gli statuti relativi agli ordinamenti regionali attribuiscono una autonomia tale da poter assimilare le Regioni a dei veri e propri Stati.

Sorte simile è stata riservata anche ai parchi naturali istituiti dalle diverse regioni alpine con leggi emanate dai Parlamenti locali.

Ma per queste istituzioni, abbastanza recenti nel firmamento delle aree protette, non vi sono ancora disposizioni comuni non solo tra i diversi stati ma anche tra le regioni appartenenti ad un singolo stato.

Ognuno fa parchi sulla base di modelli elaborati in proprio, con il risultato generale di una estesissima gamma di situazioni, di gestioni, di procedure e di scelte territoriali ambientali e naturalistiche, che hanno complicato enormemente il discorso avviato da tempo dalle Comunità delle aree alpine sulla necessità di adottare provvedimenti comuni per una efficace operazione di tutela ambientale e di lotta all'inquinamento idrico, atmosferico e del suolo e al degrado dell'ambiente montano.

Anche se sappiamo bene che in politica non avvengono miracoli, siamo fiduciosi nell'operato della Commissione per i parchi nazionali dell'arco alpino, per la sempre maggiore attenzione del pubblico verso gli organismi comunitari, il cui rilancio in termini di reale potere decisionale è ormai richiesto da tutti gli Stati membri.

Per lo Stelvio, che sta al centro delle Alpi, tra Italia, Svizzera e Austria, l'orientamento europeista può essere la carta vincente per garantire il suo futuro, per assicurare la sua conservazione per il bene non solo delle popolazioni che in esso abitano e lavorano ma anche per l'intera Comunità europea.

BIBLIOGRAFIA

VOLUME *"Il Parco Nazionale dello Stelvio"* Ed. Musumeci, Aosta, 1980.

VOLUME *"Il Parco Nazionale dello Stelvio"* Ed. Editoria, Trento, 1985.

"Il Parco Nazionale dello Stelvio" in "Enciclopedia Agraria Italiana" Edizione Edagricole Roma, 1977.

Il Parco Nazionale dello Stelvio" in "Enciclopedia della Montagna" Edizione Istituto Geografico De Agostini, Novara, 1977.

"Itinerari naturalistici del P.N.S." Ministero Agricoltura e Foreste, Bormio, 1979.

"Natur und Mensch in Alperaun" Ed. V. Boltzmann Institute, Graz, 1977.

"Canalizzazione del flusso turistico" in Forschung in mitteleuropaischen.

"Nationalparcken" Ed. National Bayerischer, Wald, 1978.

"Cinquant'anni del Parco Nazionale dello Stelvio" in "Notiziario della Banca Popolare di Sondrio" n. 39, 1985.

"Il Parco Nazionale dello Stelvio" in "Parchi Naturali della Lombardia", pp. 493-560 Ed. Regione Lombardia, dic. 1984.

FRIGO W. E ALTRI *"Ricerca di dermatrofiti in terreni di tane di marmotta"* Rivista "Veterinaria Italiana" n. 15 Faenza, 1976.

FRIGO W. E ALTRI *"Indagini sui coccidi presenti in stambecchi"* Rivista "Parassitologia" Vol. XXXVII, Messina, 1976.

FRIGO W. E ALTRI *"Comparizione della popolazione di nematodi gastro-intestinali del camoscio"* Rivista "Parassitologia" Vol. XXV, Roma, 1983.

FRIGO W. *"Esperienza e battaglie per i parchi nazionali"* Rivista "L'uomo e l'ambiente" n. 4, Camerino, 1983.

FRIGO W. *"La legge regionale Alto Atesina"* Quaderni de "La ricerca scientifica" n. 98. CNR, Roma, 1977.

FRIGO W. *"La realtà attuale del parco Nazionale dello Stelvio"* "Memorie della Società Geografica Italiana" Vol. XXXIII, Pisa, 1984.

FRIGO W. *"Conservazione della natura e sviluppo"* "I quaderni dell'Abbazia" n. 1. Brescia, 1983.

FRIGO W. *"L'impatto turistico su un'area protetta"* "Quaderni del Parco" Ed. Straordinaria. M.A.F., Bormio, 1986.

FRIGO W. E ALTRI *"Rilievi sulla contaminazione da 137 Cs e 134 Cs sui ruminanti selvatici"* (in fase di stampa). Atti del Congresso. Parma 2-3 aprile 1987.

FRIGO W. E ALTRI *"Parco Nazionale dello Stelvio: il problema giuridico-istituzionale"* Centro Stampa Consiglio Regione Lombardia, Milano, maggio, 1990.

FRIGO W. *"Il Corpo Forestale dello Stato"* su Rivista "Acer" Anno 5° nov.-dic. 1989.

FRIGO W. E ALTRI *"È il più grande: si vede?"* su Rivista della Montagna. Anno XXI n. 115. gen.-feb. 1990.

Atti I e II Corso di Aggiornamento sulla
Gestione e Protezione del Patrimonio Faunistico
Brescia, 1989-1990

L. ROTA

PROBLEMI DI GESTIONE DI UN PARCO REGIONALE

Azienda Regionale dei Parchi Suburbani
Viale C. Emanuele, 256 - 10078 Venaria Reale (Torino)

La Regione Piemonte, con la legge quadro del 1975, ha stabilito le norme per l'istituzione dei Parchi e delle Riserve Naturali, definendo in maniera molto precisa le finalità della scelta politica allora compiuta: "conservare e difendere il paesaggio e l'ambiente, assicurare alla collettività ed ai singoli il corretto uso del territorio per scopi ricreativi, culturali, sociali, didattici e scientifici, valorizzare le economie locali".

Nel gennaio del 1977, il Consiglio Regionale Piemontese ha approvato il primo piano dei Parchi e delle Riserve Naturali, comprendente 29 aree per ciascuna delle quali è stata indicata la classificazione sulla base delle seguenti tipologie:

a) Parco Naturale
b) Riserva Naturale (Integrale, orientata, speciale)
c) Area Attrezzata
d) Zona di preparco

Nel 1979 il Piano Regionale dei Parchi veniva aggiornato, portando a 41 le aree sottoposte a tutela, costituenti una porzione del territorio di dimensione certamente significativa, coprendo circa i 3,5% dell'intera superficie piemontese.

Questi primi atti di adozione del piano dei Parchi, pur costituendo un passo importante per la politica di tutela della aree interessate, rappresentano evidentemente un intervento essenzialmente "passivo" in quanto si limitano a porre una serie di vincoli sui territori individuati, che comunque costituiscono già una forma di tutela nei confronti di rischi di speculazione o di degrado ambientale.

Per una incisiva politica di tutela, a questa prima fase deve necessariamente seguirne una seconda rappresentata dalla legge istitutiva di ogni singolo Parco, con la individuazione degli organi di direzione e gestione sulla base di un principio di partecipazione e responsabilizzazione delle Comunità locali.

Oggi, in Piemonte, anche questa seconda fase ha già compiuto un buon cammino: delle 41 aree previste nel Piano dei Parchi, oltre 30 son quelle già interessate da Leggi istitutive e, quindi, dotate degli strumenti di gestione.

Nell'ambito di questo quadro generale di riferimento, una delle prime realtà territoriali ad esser interessata dalla politica dei Parchi, è stata proprio quella de "La Mandria" di cui parleremo oggi, a quasi dieci anni della sua istituzione a Parco regionale, avvenuta nell'agosto 1978.

Cenni storici

Il complesso del Parco La Mandria si colloca a Nord-Ovest di Torino, praticamente alle porte della città, su un antico terrazzo fluvio-glaciale e sulle alluvioni del Torrente Ceronda. L'interesse particolare che la zona presenta è riconducibile ad un insieme di ragioni storiche, architettoniche e naturalistiche.

Agli inizi del '700, sotto il regno di Vittorio Amedeo di Savoia, nella zona a monte del Castello di Venaria Reale fu istituito un allevamento di cavalli per l'esercito sardo: di qui trae origine il nome "La Mandria" dato a quel territorio e che sino ad oggi si è mantenuto. Alla costruzione del fabbricato principale, destinato poi a diventare il Castello, pare abbia contribuito in maniera determinante l'opera di Filippo Juvarra che sarebbe intervenuto su un progetto del Castellamonte.

L'allevamento dei cavalli a La Mandria, e con esso le infrastrutture necessarie, vennero potenziati nell'arco di poco più di un secolo, da Carlo Emanuele III e Vittorio Amedeo III.

Nella seconda metà dell'800, per volontà di Vittorio Emanuele II, La Mandria assume la configurazione ancora oggi sostanzialmente presente, di grande "parco di caccia e di piacere". Il re, con successive acquisizioni, ampliò il territorio sino a quasi 3000 ettari, fece costruire il muro perimetrale lungo circa 30 kilometri che ancora oggi circonda tutto il complesso, provvide ad arricchire ed integrare gli edifici residenziali e le scuderie, arricchendo altresì il territorio con la costruzione di cascine e la realizzazione del Castello dei laghi e della palazzina detta "La Bizzarria".

Tra il 1882 ed il 1887 re Umberto I vendette tutto il complesso de La Mandria alla famiglia dei marchesi Medici del Vascello.

Questa famiglia, operò grandi trasformazioni nell'ambito della tenuta, tendenti a potenziare l'attività produttiva agricola, prima condizionata e compressa dalla preminente attività venatoria dell'area che Vittorio Emanuele II aveva, da buon "re cacciatore", privilegiato.

Purtroppo, a partire dagli anni immediatamente successivi alla 2ª Guerra Mondiale, iniziò un processo di frazionamento de La Mandria con l'inserimento sul territorio del Parco di destinazioni d'uso completamente estranee alla realtà storica, ambientale e culturale della tenuta: basti pensare alla realizzazione del complesso di piste costruito dalla FIAT per il collaudo degli autoveicoli su una superficie di 260 ettari.

Nel 1976, dai quasi 3000 ettari iniziali, la proprietà Medici del Vascello si era ridotta a meno della metà: in tale anno la Regione Piemonte acquistò i 1345 ettari de La Mandria ancora accorpati, con il Castello ed altri edifici storici, bloccando così il pericolo incombente che altri frazionamenti dissolvessero definitivamente quel gioiello di alto valore ambientale.

Nel 1978, come già si è detto, veniva istituito il Parco Regionale "La Mandria".

La gestione del Parco è demandata all'Azienda regionale dei Parchi Suburbani che, oltre a La Mandria, gestisce alcuni altri Parchi dell'Area Metropolitana Torinese.

L'Azienda è retta da un Consiglio di Amministrazione composto da 11 membri nominato ogni cinque anni dal Consiglio Regionale su designazione delle diverse forze Politiche.

L'Azienda ha un bilancio autonomo le cui entrate sono rappresentate dai contributi annuali erogati dalla Regione e dagli introiti derivanti dalle diverse attività gestite direttamente sia nel campo delle attività economiche (allevamenti zootecnici, selvaggina, gestione forestale), sia in quello della erogazione dei servizi (noleggi biciclette, visite guidate, mostre, vendite di materiale illustrativo).

L'ambiente e le attività

Il muro di pietre e mattoni che Vittorio Emanuele II fece costruire intorno alla Mandria, racchiude un lembo di territorio di circa 2600 ettari estremamente interessante

sotto il profilo naturalistico-ambientale, arricchito da numerosi elementi architettonici e monumentali a testimonianza delle attenzioni che i regnanti di Casa Savoia, succedutisi per quasi due secoli tra i primi dell'700 e la fine dell'800, dedicarono a questo loro possedimento.

Un primo elemento di interesse deriva dalle caratteristiche geo-morfologiche del luogo.

Dalla grande conoide di deiezione depositata a mò di ventaglio in prossimità del fronte dei ghiacciai dal torrente Stura durante l'era Quaternaria e a causa della successiva possente azione erosiva dello stesso torrente, gonfio d'acqua al termine della glaciazione, rimasero integri alcuni lembi di territorio, quasi "isole" pensili rispetto al nuovo livello dei terreni circostanti che il fiume aveva ridisegnato con la sua azione di modellamento.

Questi frammenti dell'antica conoide, chiamati "Vaude" si sono conservati sino ai giorni nostri con la loro fitta copertura forestale.

Il territorio de La Mandria rappresenta uno di questi frammenti e la sua copertura vegetale costituisce un relitto estremamente importante in quanto è uno degli ultimi esempi da noi ancora esistenti di *bosco planiziale*, cioè di quel tipo di copertura forestale che molte decine di migliaia di anni fa rivestiva tutta la Pianura Padana. Nello strato arboreo dominano farnia, rovere, carpino, frassino e in misura minore, ciliegio selvatico, tiglio, acero riccio, mentre l'intervento antropico ha favorito lo sviluppo del castagno.

Altrettanto interessante è il complesso delle specie erbacee del sottobosco, per la presenza di specie rare come il giaggiolo siberiano (*Iris sibirica*) e *Gentiana pneumonanthe* o di essenze che, trascinate a valle durante il periodo di espansione glaciale, hanno continuato a vegetare pur non trovandosi più in ambiente con caratteristiche alpine. Vanno ricordate, tra queste specie montane *Fagus sylvatica, Campanula glomerata, Narcisus poeticus, Trifolium montanum.* Sono anche presenti interessanti specie acquatiche e palustri quali *Nymphaea alba, Drosera intermedia, Iris Pseudorcorus, Lythrum portula*, localizzate negli specchi d'acqua artificiali sparsi sul territorio.

Appare quasi naturale che un territorio dalla morfologia così piacevolmente mossa, ricco di acque e di foreste e collocato proprio alle porte di Torino attirasse l'interesse dei regnanti Sabaudi che, sin dal XVI secolo utilizzarono la zona per l'attività venatoria.

Dopo che, alla metà del XVII secolo Carlo Emanuele II aveva affidato al Castellamonte la progettazione di un palazzo "di piacere e di caccia" che sarebbe poi divenuto il complesso del Castello di Venaria, altri Savoia si dedicarono in epoche successive all'ampio territorio appena a monte di Venaria, dapprima con la creazione sotto il regno dei Vittorio Amedeo II di un allevamento di cavalli per le scuderie reali, e poi, specie ad opera di Vittorio Emanuele II con la costruzione e l'ampliamento di vari edifici (il Castello, La Bizzarria, Le Cascine, il Muro), sino a far assumere a La Mandria la dignità di residenza reale al pari delle molte altre che i Savoia avevano collocato intorno a Torino capitale. Con il passaggio della proprietà dai Savoia ai Medici del Vascello sul finire dell'800 e con le grandi opere di bonifica compiute dai nuovi proprietari specie intorno agli anni '20-'30 per la messa a coltura delle zone pianeggianti della tenuta, La Mandria assunse quell'aspetto che ancora oggi conserva, caratterizzato dall'alternanza di grandi spazi aperti coltivati a prato con zone che ancora conservano l'originaria copertura boschiva.

Questa alternanza di distese a prato e a bosco, accentuata dall'andamento sempre un po' mosso del terreno, dà origine ad un paesaggio tipico che potremmo definire "inglese": certo inconsueto nelle nostre regioni, assolutamente sorprendente se si pensa che ci si trova a non più di 15 km dal centro di Torino.

Ancora più sorprendente appare l'ambiente se si considera che sui prati pascolano in libertà gruppi di bovini e di cavalli, con indubbio effetto scenografico, e che i boschi sono frequentati da cervi, daini, cinghiali, e molte altre specie della fauna selvatica, anche se difficilmente tali animali si lasciano osservare durante il giorno.

Fruizione pubblica

Dal giorno dell'apertura del Parco, si è sviluppato ed è andato sempre aumentando il flusso dei visitatori, anche in relazione all'estrema vicinanza de La Mandria a Torino: non più di una quindicina di chilometri dal centro cittadino.

L'apertura al pubblico della tenuta non è avvenuta certamente senza problemi ai quali, nel tempo, si è cercato di dare positiva soluzione.

In primo luogo si è dovuto affrontare quello del conflitto, e quindi delle necessaria opera di integrazione, tra la fruizione pubblica e la realtà sociale del Parco così come essa si presentava al momento del passaggio dalla proprietà privata a quella pubblica.

La comunità che risiedeva all'interno de La Mandria, composta da circa 200 persone, era stata sino a quel momento quasi "protetta" dal muro di cinta che rimarcava in maniera reale e netta il limite tra la realtà interna e quella esterna, con forti limitazioni all'interscambio tra le due realtà anche in relazione alle regole in vigore sotto la gestione padronale e privata, regole che nel corso dei decenni avevano inciso notevolmente sul tipo di struttura sociale e sui comportamenti della popolazione residente.

La possibilità di accesso da parte del pubblico attraverso quei cancelli dai quali in precedenza era stato solo possibile sbirciare le grandi distese di prato e di bosco che si estendevano all'interno, hanno naturalmente provocato un impatto nel momento in cui la massa dei fruitori si è scontrata con un modello di vita consolidatosi in molti decenni.

È comprensibile che sino a quando la comunità interna non è stata in grado di recepire i nuovi indirizzi in fatto di finalità, uso e godimento collettivo di quel territorio, la "gente" esterna possa essere stata considerata come un elemento di disturbo, che pesta i prati da falciare, spaventa gli animali al pascolo, disturba la quiete dei pomeriggi festivi, assilla i dipendenti ed i residenti con mille domande.

Secondo problema da affrontare è stato quello dell'impatto tra fruizione pubblica ed ambiente naturale. Per impedire che il forte afflusso di visitatori determinasse diffusi fenomeni di degrado sull'ambiente, si sono definiti dei criteri di fruizione basati sulla realizzazione di una serie di filtri successivi che in maniera sempre più stretta limitano le possibilità di percorrenza il territorio.

Così, ad una prima zona di 150 ettari posta vicino agli ingressi del Parco verso Torino ed in cui il pubblico è autorizzato a percorrere tutto il territorio, passeggiando nei boschi o facendo il pic-nic sui prati, segue una zona molto vasta che la gente può percorrere esclusivamente su ben definite strade pedonali e ciclabili, senza potersi inoltrare negli ambienti ai lati delle strade stesse, potendo però disporre di itinerari che raggiungono uno sviluppo complessivo superiore ai 20 kilometri.

Una terza zona, la più remota rispetto ai flussi di arrivo dei visitatori, è accessibile esclusivamente a gruppi guidati da guardiaparco. In questa ultima zona, che tra l'altro comprende gli ambienti naturali più delicati ed anche più interessanti dal punto di vista scientifico, ha trovato rifugio la selvaggina, specie di grossa taglia, espulsa dai territori fruiti più intensamente dai visitatori.

Questo criterio di fruizione graduata del Parco, che ancora oggi viene mantenuto ancorché oggetto di periodiche polemiche per l'accusa di essere troppo restrittivo, ha consentito di contenere gli inevitabili fenomeni di degrado ambientale in limiti accettabili, di conservare pressoché integri gli ambienti più delicati, di permettere alla fauna selvatica di vivere in condizioni di territorio e di ambiente ancora quasi naturali e di non essere ridotta nella mortificante condizione degli animali di uno zoo ancorché senza gabbie o recinti.

Un'altra questione da affrontare è stata quella di dotare il Parco di un minimo di strutture e di servizi per soddisfare almeno alcune delle esigenze dei fruitori: sono stati così realizzati un percorso ginnico, due percorsi naturalistici autoguidati, un punto di noleggio biciclette con 500 veicoli, mentre è stato organizzato un servizio di visite guidate al Parco su carri trainati da pariglie di cavalli, e sono state attrezzate piazzole di sosta con tettoie in legno lungo i percorsi.

In uno dei cortili del Castello vengono poi periodicamente allestiti durante l'estate, spettacoli di varia natura, dalla musica sinfonica all'operetta, dal jazz ai cori di montagna.

Ma il problema di fondo che è emerso sin dai primi mesi dopo l'apertura della tenuta al pubblico, è stato quello relativo alla individuazione ed alla necessità di promozione di indirizzi di fruizione "finalizzati", per evitare il rischio di trovarsi di fronte ad un tipo di fruizione "generico" o "casuale", senza interessi specifici se non quelli derivanti dal desiderio di trascorrere una giornata all'aperto, con il rischio di trovarsi di fronte a frotte di cittadini portati ad usare un ambiente naturale così interessante e stimolante come quello de La Mandria alla stessa stregua di un giardino pubblico cittadino o del primo praticello fuori porta, avendo come unico corredo culturale od interesse la borsa termica con il pic-nic.

In considerazione delle grosse possibilità che il territorio era in grado di offrire in molti settori di ricerca sull'ambiente naturale si è avviato quindi, dalle prime stagioni di apertura del parco, un programma di analisi, di elaborazione e di attuazione concreta di proposte di didattica ambientale, privilegiando l'utenza giovanile e, in particolare, la fascia della scuola dell'obbligo.

La fase operativa si è sviluppata in un primo momento, attraverso la realizzazione di percorsi didattici attrezzati, con schede illustrative delle diverse tappe attraverso cui si articola il tracciato, ed alla organizzazione di visite guidate da naturalisti e destinate, su prenotazione, in modo particolare ai ragazzi.

Successivamente sono stati avviati programmi più complessi con la finalità di coinvolgere un certo numero di alunni della scuola dell'obbligo in un programma di ricerche sull'ambiente articolato in modo tale da svilupparsi lungo tutto il corso dell'anno scolastico e, più recentemente, addirittura, per le stesse classi, nell'arco di due anni scolastici.

Così, ad esempio, negli anni scolastici 85/86 e 86/87, si è sviluppato il "Progetto Fauna", con la partecipazione di oltre 2.000 alunni di 81 classi che nel biennio hanno svolto, sotto la guida di insegnanti ed esperti, un lavoro di documentazione e ricerca sulla fauna sia selvatica che domestica, e che, alla conclusione, hanno dato vita ad una grande manifestazione finale in cui i vari gruppi di lavoro hanno esposto in una mostra allestita all'aperto i risultati del lavoro compiuto.

Sotto il profilo dell'impostazione e della realizzazione, i progetti sin qui attuati hanno potuto sviluppare una caratteristica peculiare che rappresenta forse l'aspetto più stimolante di tutto il lavoro: quella di aver fornito tutti gli strumenti necessari per una ricerca di lungo respiro sul territorio, e di aver pertanto consentito lo svilupparsi di un rapporto scuola-ambiente più profondo perché non occasionale e, certamente, più duraturo per tutto il lavoro di ricerca e di elaborazione compiuto dai ragazzi.

Sempre nel campo dei programmi per la didattica ambientale, è stato completamente ristrutturato un cascinale in modo da ricavarne un funzionale soggiorno, autosufficiente, con 50 posti letto, refettorio e laboratori, utilizzato per permanenze settimanali di classi scolastiche che, in compagnia dei propri insegnanti e di animatori specializzati integrano i normali programmi ministeriali con ricerche riguardanti i diversi aspetti dell'ambiente, condotte in campo.

Le iniziative a cui si è accennato, sono promosse e gestite direttamente dall'Amministrazione del Parco e, si ritiene, abbiano assolto un ruolo non indifferente nel campo della promozione dell'educazione ambientale.

La fruizione pubblica del Parco ha certo creato alcuni problemi, anche legati alle conseguenze dell'impatto di un sì gran numero di visitatori con l'ambiente: ma si deve affermare che mai, nell'ambito della regolamentazione adottata, il fenomeno è parso così grave od incontrollabile da rappresentare un reale ostacolo per una corretta gestione del patrimonio naturale de La Mandria.

Il pericolo reale per l'ambiente, l'ostacolo vero ad ogni progetto per una sua efficace gestione ha invece un'altra causa, ben individuata: l'eccessiva presenza sul territorio del Parco dei cervi e cinghiali.

Di fronte ai pareri espressi dall'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina di Bologna, dall'Istituto per le piante da Legno e l'Ambiente (che ha redatto il piano di Assestamento Forestale), del Dipartimento di Patologia Animale dell'Università di Torino, dal Comitato Scientifico dei Parchi del Piemonte, concordi nella valutazione che sul territorio di proprietà regionale de La Mandria, in base agli spazi ed alle risorse disponibili, può vivere in sufficiente equilibrio con l'ambiente, una popolazione massima di 70-80 cervi, e che il cinghiale è da considerarsi come specie del tutto incompatibile con le caratteristiche ambientali e gestionali dello stesso territorio, si deve purtroppo constatare una situazione reale drammaticamente diversa.

Sui 1345 ettari della proprietà-regionale vivono oggi oltre 700 cervi (destinati a divenire almeno 1000 con le nuove nascite), e circa un centinaio di cinghiali, anch'essi in continua e rapida espansione numerica per la loro nota prolificità.

I piani di abbattimento selettivo autorizzati dalla Giunta Regionale negli scorsi anni, per motivi diversi, hanno avuto attuazione parziale, mentre quello dello scorso inverno, che avrebbe potuto esser risolutivo, è stato sospeso dal Tribunale Amministrativo Regionale e dal Consiglio di Stato su istanza dell'Ente Nazionale Protezione Animali.

Le conseguenze della situazione che così si è venuta a creare sono gravissime: mancanza assoluta di rinnovazione naturale nei boschi per la costante opera di brucatura da parte di cervi, impossibilità di attivare gli interventi previsti dal piano di assestamento forestale, centinaia di fusti completamente scortecciati nel tratto basale e destinati a morte certa, cotiche prative radicalmente sconvolte dall'azione dei cinghiali con conseguente perdita di produzione foraggera, fenomeni di erosione del suolo dovuti al continuo transito di grossi gruppi di ungulati lungo gli usuali percorsi.

Ciò che si verifica oggi a La Mandria a causa degli eventi sopracitati può essere definito come l'esatto contrario di un razionale progetto di gestione di un patrimonio naturale ed ambientale: forse è ormai troppo tardi perché la situazione possa ritornare quella di prima anche se già da subito si creassero le condizioni per radicali interventi volti alla riduzione numerica delle popolazioni di ungulati presenti nel Parco.

Quello che è invece assolutamente certo è il fatto che se si sviluppa ulteriormente il processo di proliferazione di cervi e cinghiali, il degrado ambientale assumerà ritmi

sempre più serrati, innescando un meccanismo inarrestabile di distruzione che sconvolgerà l'ambiente naturale per poi ritorcersi, come un boomerang, contro la stessa fauna selvatica.

Il problema dei danni alle attività agro-forestali prodotti dalla fauna selvatica ha ormai superato il muro di cinta ed interessa diverse zone del preparco contribuendo ad alimentare quel senso di disagio, percepibile in alcuni settori locali, e che rischia di portare a prese di posizione, *contro* il Parco, visto come ostacolo e freno alle normali attività agricolo produttive anziché come strumento di sviluppo sociale ed economico di quelle comunità.

Di fronte a questa serie di problemi che se non risolti rischiano di vanificare quegli stessi mirabili obiettivi che la Regione Piemonte aveva posto alla base della politica dei Parchi, appare urgente che *tutti*, abbandonando convinzioni preconcette, gratificanti protagonismi, comode trincee burocratiche, impulsi emozionali, si adoperino per elaborare soluzioni efficaci, realistiche, attuabili, scientificamente corrette e, soprattutto, urgenti.

E, forse, se gli organi di informazione cessassero di presentare all'opinione pubblica gli interventi tecnici destinati a riequilibrare una situazione assurdamente anomala alla stregua opera di "massacro" di dolci animali dai languidi occhi, probabilmente si potrebbe incominciare ad operare seriamente e serenamente.

Finito di stampare
da La Nuova Cartografica S.p.A. - Brescia
nel dicembre 1991