

**Ergebnisse** der wissenschaftlichen Untersuchungen **im** Schweizerischen Nationalpark  
Herausgegeben von der Kommission der Schweizerischen Naturforschenden  
Gesellschaft zur wissenschaftlichen Erforschung des Nationalparks

**Résultats** des recherches scientifiques **entreprises au** Parc National **suisse**  
**Publiés** par la Commission de la **Société** Helvétique des Sciences Naturelles pour les  
**études** scientifiques au Parc National

---

Band XVI

82.

Einflüsse hoher Rothirschbestände  
auf die Vegetation im Unterengadin und im  
Münstertal, Kanton Graubünden

von

**PETER VOSER**



*Peritheciopsis elaeomelaena*  
Perithezien auf einem Kalkstein-  
schpräparat eines Peritheci-  
s mit Asci  
us, Aufsicht  
us, optischer Querschnitt

Druck **Lüdin** AG Liestal 1987

## Einflüsse hoher Rothirschbestände auf die Vegetation im Unterengadin und im Münstertal, Kanton Graubünden

von

PETER VOSER

**Summary:** Damages on vegetation caused by extremely high densities of red-deer (*Cervus elaphus* L.) around the Swiss National Park.

In the Swiss National Park and the neighbouring lower-lying valleys extremely high densities of red-deer (*Cervus elaphus*) are observed.

In the wooded wintering areas densities of 40 to 60 animals, on meadows cultivated for fodder more than 300 animals and on alpine pastures more than 40 animals per square kilometer can occur.

The consequences of too high a density on the red-deer population are bad physical condition of the animals and periodical mass-dyings (BUCHLI 1979). In areas with high deer densities, the vegetation of the agricultural landscape is also affected. In the dry year of 1976 the farmers suffered from significant losses of hay on meadows with intermediate or intense grazing by the red-deer. The mean loss of hay was 6.6 kg/100m<sup>2</sup> (17%) for non-fenced areas. On meadows cultivated for fodder which are cut twice a year the mean loss of the second cut was 4.8 kg/100m<sup>2</sup> additionally.

In the fruitful year of 1977 the loss of hay was 7.6 kg/100m<sup>2</sup> (12%). There was no loss of the second cut in this year, because the red-deer, owing to the fine weather, were still staying on the alpine meadows when the grass was cut the second time.

On the lower-lying alpine pastures adjacent to the National Park a significant part of the food production is eaten by the red-deer. The intense grazing on the lower-lying alpine pastures of the National Park hinders reafforestation on the anthropogenic clearings.

Serious long-term damages on the young growth of the forests in wintering areas were assessed. In forests exposed to the west, east or south one half to two thirds of all the young trees showed damaged apical sprouts. In slopes exposed to the north one third of the young trees was damaged. Especially the southern exposures have already low densities of young growth due to their dryness and in addition are destroyed by the red-deer preferentially. Thus the prospects for the natural renewal of the forests are made worse cumulatively.

If the red-deer populations in the National Park and the neighbouring areas are not significantly reduced, the stability of more and more forests in the Lower Engadin and in the Münstertal is endangered.

## Inhaltsverzeichnis

Vorwort, Verdankungen	145
1. Einleitung	
1.1 Gebietsbeschreibung	147
1.2 Land- und Forstwirtschaft	147
1.3 Klima	149
2. Entwicklung der Wildbestände in der Neuzeit	
2.1 Die Zeit vor 1920	150
2.2 Die Huftierbestände nach 1920	150
3. Wanderungen und Raumnutzung beim Rothirsch	
3.1 Wandertraditionen	152
3.2 Aufnahmemethoden	153
3.3 Resultate	155
3.4 Diskussion	158
3.5 Zusammenfassung	159
4. Ertragsausfälle auf Futterwiesen	
4.1 Ziele und Rahmenbedingungen	159
4.2 Methoden der Ertragsmessung	161
4.3 Methoden zur Abklärung der Zuverlässigkeit der Ertragsmessungen	163
4.4 Witterungsverlauf	164
4.5 Ertragsunterschiede beim Heusechnitt	165
4.6 Ertragsunterschiede beim Emdschnitt	167
4.7 Vergleiche zwischen Ertragsmessung und Schätzmethode	169
4.8 Abklärungen zur Zuverlässigkeit der Ertragsmessungen	171
4.9 Diskussion	174
4.10 Zusammenfassung	176
5. Subalpine und alpine Weiden mit hoher Äsungsbelastung	
5.1 Methoden	177
5.2 Resultate	177
5.3 Diskussion	179
5.4 Zusammenfassung	181
6. Untersuchungen am Jungwuchs montaner und subalpiner Wälder	
6.1 Ziele und Rahmenbedingungen	181
6.2 Methode	182
6.3 Jungwuchsdichte	186
6.4 Verbissbelastung in den drei Testgebieten	189
6.5 Schäl- und Fegschäden	196
6.6 Diskussion	197
6.7 Zusammenfassung	200
7. Auswertung von Pansenproben	
7.1 Methode	201
7.2 Resultate	201
7.3 Diskussion	202
7.4 Zusammenfassung	203
8. Gesamtdiskussion	
8.1 Angaben zur Wilddichte	204
8.2 Konstitution und Kondition	205
8.3 Winterfütterung und Wintersterben	206
8.4 Tragbare Wilddichte	207
9. Zusammenfassung, Résumé, Summary, Reasunt	210
10. Literaturverzeichnis und Anhang	212

## VORWORT

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Rothirsch in Graubünden nur lokal in sehr geringer Zahl vorhanden. Die Bestände wuchsen im Unterengadin und im **Münstertal** vorerst langsam, später immer **schneller**. Die Bestandeskurve der Sommerzählungen im Schweizerischen Nationalpark (**SCHLOETH 1972**) gleicht während 5 Jahrzehnten einer Exponentialfunktion.

Über die Folgen dieses Wachstums und über **Korrekturvorschläge** wurden leidenschaftliche Diskussionen geführt. In Verordnungen wurden **Wildschadenvergütung** und **Abwehrmassnahmen** festgelegt. Es entstanden amtliche **Schätzungskommissionen** für die **Wildschadenschätzung auf Futterwiesen, Äckern** und Weiden.

**1973** begannen die Abteilung für Ethologie und Wildforschung unserer Universität und das Jagd- und **Fischereinspektorat** des Kantons Graubünden mit den Scheinwerfer-Nachttaxationen der **Rothirschbestände**. Sie zeigten schlagartig, dass die Bestände noch wesentlich **grösser** waren, als bis dahin **angenommen** worden war.

**1975** wurde von Bund, Kanton und betroffenen Gemeinden ein integrales **Forschungsprojekt** zum Studium des **Hirschproblems gutgeheissen**. In mehrjähriger Arbeit sollten folgende Fragen beantwortet werden:

1. Wo und wann halten sich wie viele Hirsche in der genannten Region auf?
2. Welches sind die Auswirkungen der **Hirschmassierungen** auf die Vegetation in Wald und Grünland?
3. Welches **sind** die Rückwirkungen des **Äsungsangebotes** und der Dichte auf Kondition, Konstitution und **Populationsdynamik** der Hirsche?
4. **Konkurrenzieren** Hirsche andere **Wildarten** und wenn ja, in welcher Weise?

Dr. H.J. **BLANKENHORN** und Dr. CH. **BUCHLI** befassten sich mit den Fragen 1, 3 und 4; ich **bearbeitete** die Frage 2.

Unser **Arbeitspotential** wurde durch zahlreiche Helfer kräftig erhöht: Landwirte halfen beim Erstellen von 60 **Einzäunungen** und bei den Ertragsmessungen. **Wildhüter**, Jagdaufseher, Parkwächter und Jäger beteiligten sich an den Markierungen von 493 Rothirschen sowie an den Nachttaxationen und sammelten Daten über die Wiederbeobachtung markierter **Tiere**. Auch Studenten und **Mitarbeiter** der Universität Zürich nahmen an diesen Arbeiten teil und halfen bei den Aufnahmen im Wald. Die Helfer, welche mir bei der Bearbeitung der Frage 2 **zur Verfügung** standen, werden im Text erwähnt. In unserem Dreierteam wurde optimal **zusammengearbeitet**. Ein reger **Gedankenaustausch** mit Vertretern der ETH Zürich, der EAFV in **Birmensdorf** sowie mit ausländischen Instituten **befruchtete** die Tätigkeit.

**Zum** besseren Verständnis des interdisziplinären **Projekts** habe ich vor allem in den Kapiteln 2 und 3, **zum** Teil auch im Kapitel 5 sowie in der **Gesamtdiskussion** die Untersuchungen meiner **beiden** Kollegen einbezogen. Meine Arbeit begann mit der Auswertung der Rohdaten von den **Nachttaxationen** (Kap. 3). Die Resultate ermöglichten die Auswahl der Messstellen für die **Wildschadenmessung** auf **Futterwiesen** und Alpweiden.

Die Angaben zur **Sommerverteilung** der Rothirsche basieren im wesentlichen auf Angaben von **BLANKENHORN, BUCHLI** und von den **Parkwächtern**.

.....	145
.....	147
.....	147
.....	149
.....	150
.....	150
.....	152
.....	153
.....	155
.....	158
.....	159
.....	159
.....	161
en .....	163
.....	164
.....	165
.....	167
.....	169
.....	171
.....	174
.....	176
.....	177
.....	177
.....	179
.....	181
.....	181
.....	182
.....	186
.....	189
.....	196
.....	197
.....	200
.....	201
.....	201
.....	202
.....	203
.....	204
.....	205
.....	206
.....	207
.....	210
.....	212

## VERDANKUNGEN

Das «**Hirschprojekt**» konnte nur dank der **Unterstützung** zahlreicher Stellen **realisiert** werden.

Insbesondere erhielten wir finanzielle Beiträge von:

- Eidg. **Oberforstinspektorat**
- Kant. Jagd- und **Fischereiinspektorat**
- Schweiz. **Nationalfonds** zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung
- Kant. Amt für Naturschutz und Landschaftspflege
- Kant. Forstinspektorat
- Gemeinden im **Unterengadin** und **Münstertal**
- Jagdverbänden
- Bündner Bauernverband
- **Società** agricola Engiadina bassa

Viele Institutionen und Privatpersonen halfen uns bei der Arbeit.

Am Geobotanischen Institut der ETH Zürich wurden die Bodenanalysen durchgeführt. Die **Nationalparkverwaltung** und die Parkwächter beteiligten sich an den **Markierungsaktionen**, meldeten ihre **Beobachtungen** an markierten **Tieren** und halfen beim **Einzäunen** auf Parkgebiet.

Meine **beiden** Kollegen Dr. H.J. **BLANKENHORN** und Dr. CH. **BUCHLI** halfen bei der Planung der Versuchsreihen und bei den Verhandlungen mit Behörden und Landwirten.

Besondere Hilfe leisteten bei meinem Projektteil **RUDOLF WEY** und **CHRISTA MOSLER-BERGER** von der Abteilung Ethologie und Wildforschung. Sie erhoben einen Grossteil der Waldstichproben. Die Wildhüter **GION DENOTH** und **JON GIANOM** stellten ihre grosse **wildkundliche** Erfahrung zur Verfügung und **halfen** beim **Zaubau** auf Futterwiesen. Auch ohne die **geduldige** Unterstützung durch meine Ehefrau Dr. **MARLIES VOSER-HUBER** wäre die Arbeit **vermutlich** steckengeblieben. Reinschrift und Zeichnungen wurden von Frau M. **CAMENISCH** **ausgeführt**.

Besonderen Dank möchte ich meinem **Dissertationsleiter**, Prof. Dr. C.D.K. **COOK**, für seine fachliche Beratung und für sein Entgegenkommen in der langen Auswertungs- und **Schreib-**phase meiner Arbeit erteilen.

## 1. EINLEITUNG

### 1.1 Gebietsbeschreibung

Zwei grössere Talschaften bilden den östlichen Grenzbereich Graubündens: das Engadin und das Münstertal.

Geotektonisch bestehen beide aus **ostalpinen** Gebirgsdecken. Das engere **Untersuchungs-**gebiet umfasst das **Unterengadin**, das obere Münstertal sowie Teile des **Schweizerischen** Nationalparks.

Unterhalb Tarasp sind im Unterengadiner Fenster die **penninischen** Decken aufgeschlossen (STAUB 1962). Hier findet man häufig **karbonatreiche**, seltener auch karbonatarme Böden. Das Val **S-charl** erstreckt sich vom Penninikum bis weit in die Engadiner Dolomiten der **S-charl-**decke hinauf. Die eigentlichen **Untersuchungsflächen** liegen in diesem Tal wie im benachbarten Münstertal über Dolomitgestein.

Zwischen Zernez und Ardez biegt das Inntal ins Kristallin der **Silvretta**decke ab. Deshalb finden wir hier **Silikatböden**, gelegentlich mit etwas karbonathaltigem Schotter vermischt.

Die tiefsten Lagen des Unterengadins beginnen bei **1000 m** über Meer. Oberhalb Ramosch folgt die nächste Stufe bis **Scuol** auf etwa **1250 m**. Deutlich trennen die Schluchten um das Val Tasna das Unterengadin in die **beiden** Kreise **Suot Tasna** und **Sur Tasna**. Ardez liegt schon etwa auf **1450 m** im **Übergangsbereich** von der montanen zur subalpinen Höhenstufe.

Im ganzen Talabschnitt unterhalb Lavin sind die Schattenhänge vorwiegend bewaldet, die Sonnenhänge dagegen vor allem landwirtschaftlich genutzt. Ob Lavin verengt sich das Tal bis zum schmalen Einschnitt von Crastatscha, welcher **schliesslich** in den Talkessel von Zernez einmündet.

Das Münstertal steigt nach der Landesgrenze von **1200 m** über Meer in mehreren Stufen rasch zur **Passhöhe Süsom Givè** auf **2150 m** an. Beide Talschaften sind keineswegs in sich geschlossene Bergregionen. Zwischen romanischem, deutschem und italienischem Sprachraum herrschen rege Beziehungen. Die Landesgrenzen stimmen nicht mit den Sprachgrenzen **überein**, was die Kontakte beträchtlich erhöht.

Schon die Römer nahmen ein Jahrtausende altes **Siedlungs-** und Durchgangsgebiet in Besitz. Prähistorische Schalensteine und zahlreiche Funde aus der Bronzezeit zeugen von einer der ältesten Kulturlandschaften der Schweiz. Diese Tatsache muss bei der Diskussion über Wildschäden und über den Sinn der Bestandesregulation durch den Menschen berücksichtigt werden.

### 1.2. Land- und Forstwirtschaft

Durch die bäuerliche Kultur erhielt die Landschaft ihre heutige Gestalt. Der ursprüngliche Wald wurde **grossflächig** gerodet und in **ackerfähigen** Hanglagen auf vielen Hektaren terrassiert. So entstanden zahlreiche vom Menschen geprägte neue Vegetationsformen. Schon in der Bronzezeit entstanden zusammenhängende Terrassenlandschaften (**BISCHOFF** mündlich).

Ohne Sömmerungsweiden beträgt die landwirtschaftliche Nutzfläche gegenwärtig im Unterengadin beinahe **5000 ha** (**STAUFFER & STUDACH** 1975). Davon sind **92%** Dauenviesen. Nach **Braun-Blanquet** (1948/50) dominiert die Goldhaferwiese (**Trisetum flavescens**). Die verschiedenen Hangriede wie das Davallseggenried (**Caricetum davallianum**) und das Besenried

(*Molinietum coeruleae*) nehmen nur noch wenige **Flächenprocente** in Anspruch. Die **mageren Trockenwiesen** auf Karbonatböden und **auf Silikatböden** werden durch Verbuschung und durch intensive Nutzung selten.

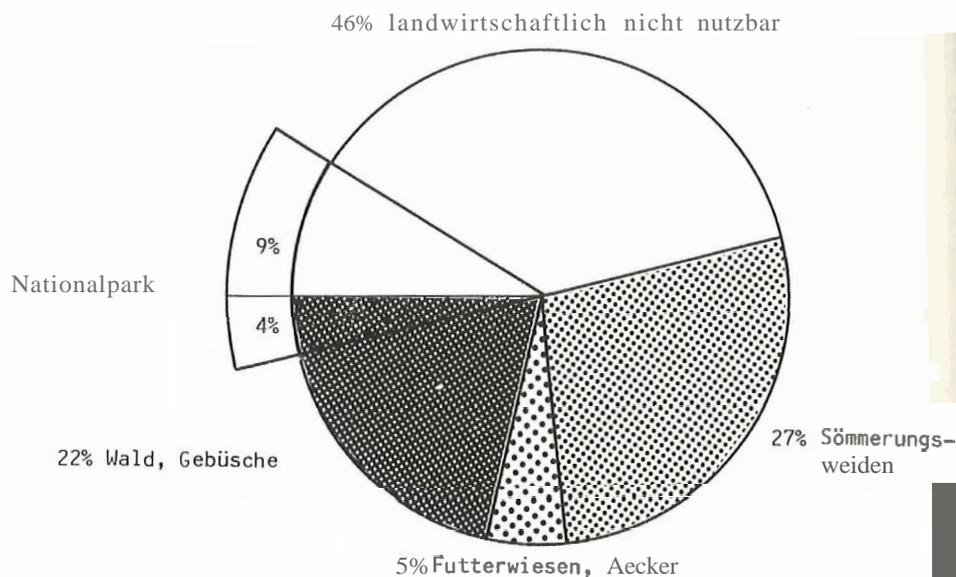


Abb. 1: Verteilung der Nutzflächen.

Die gedüngten Futterwiesen ermöglichen in den unteren Lagen zwei Schnitte, den Heuschnitt im Juli und den Emdschnitt im September. Magenviesen und hochgelegene Fettwiesen werden nur einmal, etwa im August, gemäht und später wenn möglich kurzfristig **beweidet**.

**Kunstwiesen** und offenes Ackerland sowie Maiensässe umfassen 8% der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Im Münstertal ist die **Flächenverteilung** ähnlich: von 1000 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche sind 88% **Dauerwiesen**. Der Anteil des Ackerlandes beträgt wenige Dutzend Hektaren.

Beide Talschaften sind somit Regionen der Viehzucht. Der einst verbreitete Ackerbau wird nur noch auf einer Restfläche betrieben (ROHNER 1972). Nicht nur im Talbereich wird die Landschaft stark von der bäuerlichen Kultur geprägt. In den höheren Lagen **wurden** einst Tausende von Hektaren Nadelwald in Sömmerungsweiden umgewandelt. Die **Alpwirtschaft** ist heute noch intakt. Durch die Nutzung der Alpweiden kann der Viehbestand um **ungefähr** ein Viertel aufgestockt werden. Gleichzeitig wird der Bauer während der Vegetationsperiode entlastet.

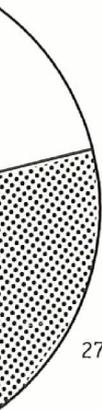
Neben dem **grösseren** Teil des einheimischen Viehs wird auch viel Fremdvieh gesömmert (STAUFFER & STUDACH 1975).

Beim Viehbestand ist das Rindvieh vorherrschend. Daneben kommt der Schafhaltung ein **hoher** Stellenwert zu. Die Bestände wurden seit dem Krieg stark vergrößert.

Neben der Landwirtschaft ist die Forstwirtschaft in **beiden** Talschaften ein wesentlicher **Wirtschaftszweig**.

in Anspruch. Die mageren  
durch Verbuchung und durch

nutzbar



27% Sömmerungsweiden

bei Schmitte, den Heuschritt  
gelegene Fettwiesen werden  
kurzfristig beweidet.  
% der landwirtschaftlichen

landwirtschaftlicher Nutzflä-  
chen einige Dutzend Hektaren.  
verbreitete Ackerbau wird  
nur im Talbereich wird die  
in Lagen wurden einst Tau-  
delt. Die Alpwirtschaft ist  
bestand um ungefähr einen  
der Vegetationsperiode ent-

viel Fremdvieh gesömmert  
nt der Schafhaltung ein ho-  
grössert.  
ften ein wesentlicher Wirt-

Die Waldfläche übertrifft die landwirtschaftliche Nutzfläche ohne Sömmerungsweiden um mehr als das Dreifache. Im Unterengadin beträgt die Fläche des Nutzwaldes 18000 ha, im Münstertal 3600 ha (BARANDUN 1976). Weniger als 2% davon gehören Privatpersonen.

Das Kapitel 6 enthält eine Darstellung der waldbaulich wichtigsten Vegetationseinheiten. Der Nutzholzvorrat des Unterengadins von rund 3,3 Mio. Tfm verteilt sich zur Hälfte auf die Fichte (*Picea abies*), zu 29% auf die Lärche (*Larix decidua*) sowie auf die Föhre (*Pinus silvestris*) und die Arve (*Pinus cembra*) mit zusammen 19%.

Die Laubbäume Esche (*Fraxinus excelsior*), Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Buche (*Fagus silvatica*) fehlen in diesem inneralpinen Gebiet fast ganz, ebenso die Weisstanne (*Abies alba*).

Weitere Laubbäume wie Grauerle (*Alnus incana*), Zitterpappel (*Populus tremula*), Birke (*Betula spec.*) und Weiden (*Salix spec.*) werden waldbaulich wenig genutzt.

Gebüsche, Auenwald, Bachgehölze und Legföhrenbestände bedecken ca. 3000 ha wenig produktiven Bodens. Ihre wildbiologische und landwirtschaftsökologische Bedeutung ist ausserordentlich gross.

Dank der Nachbarschaft zum walddarmen Italien kann ein beträchtliches Holzvolumen in dieses Land exportiert werden. Sägereien und Möbelhersteller der beiden Täler verarbeiten den Hauptteil des Nutzholzes. Ein Viertel dient dem einheimischen Markt, der Rest geht in andere Landesteile oder in den Export. 5000 ha Wald liegen im Schweizerischen Nationalpark. In diesem Totalreservat darf die natürliche Entwicklung durch keine menschlichen Eingriffe gestört werden.

Mit einem Stichprobenverfahren untersuchten KURTH, WEIDMANN und THOMMEN (1960) die Struktur der Parkwälder. Deren Holzvorrat schätzten sie auf 200000 m<sup>3</sup>, ein Wert, welcher pro Hektar weit unter dem Mittel der Forstkreise Ramosch, Scuol und Zernez lag.

Die Holzernte geschieht vorwiegend durch Akkordgruppen. Die Ernteperiode hat sich gegenüber der Vorkriegszeit verlagert. Die einheimischen Arbeitskräfte hatten früher nur im Winter Zeit für Waldarbeit. Heute stehen die hauptberuflich tätigen Waldarbeiter viel länger zur Verfügung. Dadurch wird im Winter weniger Holz gefällt und aufgerüstet. Die Holzernte wird vorwiegend auf kleinen bis mittelgrossen Schlagflächen vorgenommen. Die Gruppenplenterung ist auf gut erschlossenen Abschnitten möglich.

Die Walderneuerung stützt sich ausschliesslich auf die Naturverjüngung. Einzäunungen oder andere Massnahmen gegen Wildschäden sind sehr kostspielig. Bisher wurden nur auf Kleinflächen solche Schutzmassnahmen vorgenommen.

Ständig steigende Kosten und niedrige Preise haben die Rentabilität vieler Forstbetriebe verschlechtert. Der finanzielle Spielraum für zusätzliche Aufgaben ist klein geworden. Technische Massnahmen zur Wildschadenverhütung können kaum den Forstbetrieben angelastet werden, sofern sie aus topographischen Gründen überhaupt sinnvoll sind.

### 1.3 Klima

Hohe Gebirgsketten fangen einen Teil der Niederschläge westlich des Inntales ab. Deshalb besitzt das Unterengadin ein inneralpines Trockenklima mit kontinentalem Charakter (BRAUN-BLANQUET 1961).

Trockenheit prägt vor allem die unterste Talstufe von Martina bis Scuol. Zum Vergleich sind die langjährigen Jahresmittel von Stationen im Unterengadin und von ähnlich hochgelegenen Stationen im niederschlagsreichen Tessin aufgeführt (SCHÜEPP 1975):

Zernez	807 mm	Bosco Gurin	1910 mm
Scuol	696 mm	Braggion	1585 mm
Martina	690 mm	Olivone	1434 mm

Das **Niederschlagsmaximum** liegt im Sommer. Im Winter werden geringere **Schneehöhen** gemessen als in vergleichbaren Gebieten der Alpennordseite (**MÖRIKOFER** 1969). Während des ganzen Jahres schwankt die relative **Sonnenscheindauer** um 50%.

Somit erhält das **Unterengadin** im Winter wesentlich mehr Sonnenscheinstunden als beispielsweise Zürich, wo Relativwerte von unter 20% im Februar normal sind.

Als Folge können Südhänge im Sommer stark austrocknen. Im Winter findet man häufig schneefreie Böschungen und Hänge. Diese Tatsache ist für die Wahl der Wintereinstände durch den Rothirsch ebenso wichtig wie für die Verteilung der Wildschäden in Wäldern.

Während das Oberengadin noch stark vom Malojawind geprägt wird, ist vor allem das Suot **Tasna** weniger regionalen **Windsystemen** ausgesetzt (**MÖRIKOFER** 1969). Gleichwohl können lokale **Steigungswinde** die **Austrocknung** exponierter Hänge beschleunigen.

Im **Münstertal** sind Kontinentalität und Trockenheit schwächer ausgebildet als im **Unterengadin**.

## 2. ENTWICKLUNG DER WILDBESTÄNDE IN DER NEUZEIT

### 2.1 Die Zeit vor 1920

Im Mittelalter und in der Neuzeit verarmte die Gmsstierfauna des Alpenraumes. **BRUNIES** vermutet 1918, der Steinbock sei schon im 17. Jahrhundert aus Graubündens Gebirgen verschwunden. Wolf und **Luchs** wurden vor etwa hundert Jahren in **Mittleuropa** ausgerottet (**GALLENBERGER** 1980, **BREITENMOSE** und **IFF** 1982). Vor hundert Jahren brütete laut **ANDEREGG** (1982) das letzte **Bartgeierpaar** im Bündner Oberland. Zu Beginn unseres Jahrhunderts wurden die Reste der Braunbärenpopulation aufgerieben.

Nur bei Rehen und Gamsen erzielten die Jäger damals **grössere Jagdstrecken**. Rothirsche konnten seit 1850 höchstens in versprengten **Restpopulationen** überleben (**BUCHLI** et al. 1979).

Ab 1909 begann die Schweizerische **Naturschutzkommission** im subalpinen und im alpinen Raum des heutigen Nationalparks von den Gemeinden Land zu pachten.

1914 wurde der «**Bundesbeschluss** betreffend die Errichtung eines schweizerischen Nationalparks im **Unterengadin**» erlassen. **BRUNIES** schreibt dazu:

«Damit ist ein nationales Werk, ein lebendiges Denkmal der Vaterlandsliebe errichtet, wie es kein anderes Volk besitzt, denn der Nationalpark ist die erste totale, wohlbedachte **Grossres**ervation der Erde.»

Ein solches Totalreservat sollte zur Selbsterhaltungsfähig sein. Entwicklungen, die seine naturkundliche Bedeutung vermindern, dürfen **darin** nicht **überhandnehmen**. Erst Jahrzehnte nach der Gründung zeigte sich, **dass** diese Voraussetzung nicht vollständig **erfüllbar** ist.

### 2.2 Die Huftierbestände nach 1920

Jeden Sommer wird der **Huftierbestand** des Schweizerischen Nationalparks **ermittelt** (**SCHLOETH** 1972).

Der Rehbestand erreichte in den **20er** und in den **30er** Jahren seine Höchstwerte. 1930 zählte man beispielsweise 280 Stück (Abb.2). Nach 1949 fiel er deutlich auf unter hundert zurück.

er geringere Schneehöhen ge-  
FER 1969). Während des

menscheinstunden als bei-  
mal sind.

Winter findet man häufig  
er Wintereinstände durch  
en in Wäldern.

ird, ist vor allem das Suot  
9). Gleichwohl können lo-  
nigen.

ausgebildet als im Unter-

## DE IN DER

es Alpenraumes. BRUNIES  
aubtindens Gebirgen ver-  
Mittleuropa ausgerottet  
ihren brütete laut ANDER-  
inn unseres Jahrhunderts

Jagdstrecken. Rothirsche  
ben (BUCHLI et al. 1979).  
subalpinen und im alpinen  
echten.

Schweizerischen National-

erlandsliebe errichtet, wie  
le, wohlbedachte Grossre-

wicklungen, die seine na-  
nehmen. Erst Jahrzehnte  
ständig erfüllbar ist.

20

Nationalparks ermittelt

Höchstwerte. 1930 zählte  
auf unter hundert zurück.

Der Gemsbestand weist während der ganzen Beobachtungsdauer beträchtliche Schwankungen auf. Lange Zeit lag er zwischen 1000 und 1500 Stück. Seit 1970 wurden immer weniger als 1200 Gemsen gezählt.

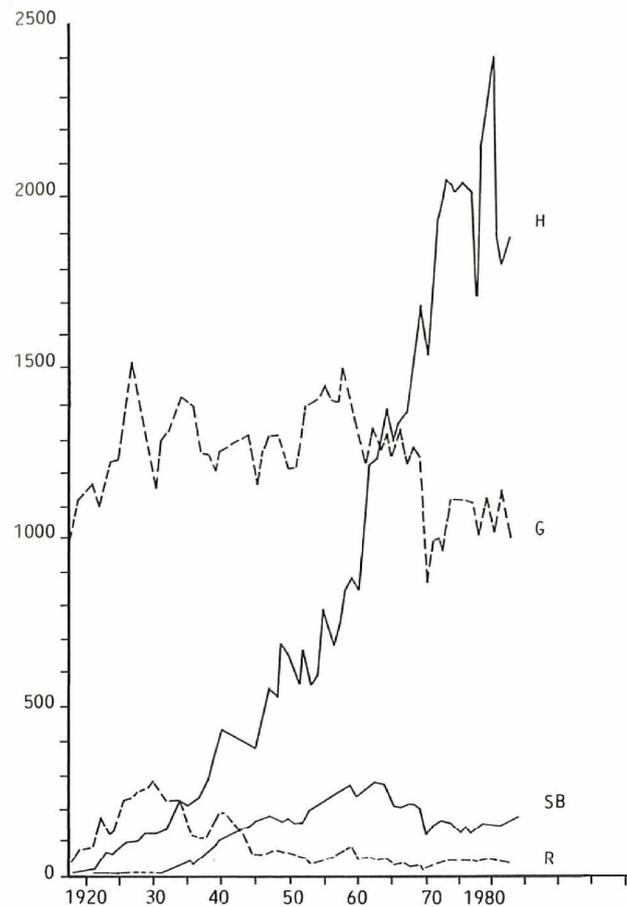


Abb. 2: Geschätzte Entwicklung der Huftierpopulation im Schweizerischen Nationalpark (nach SCHLOETH 1972 umgezeichnet).

H: Hirsch, G: Gemse, R: Reh, SB: Steinbock.

Gegenüber der Periode von 1925 bis 1969 hat sich der Gesamtbestand später auf einem merklich tieferen Niveau eingependelt.

Um 1920 wurden Steinböcke am Piz Terza ausgesetzt. Zeitweise wuchs die Steinbockkolonie auf gegen 300 Tiere an. In den 70er Jahren war eine starke Abnahme zu verzeichnen.

Der Rothirschbestand entwickelte sich seit der Gründungszeit kräftig. Über mehrere Jahrzehnte lassen die Daten auf ein exponentielles Wachstum schliessen. Im Unterschied zu den übrigen Huftieren verweilen die Rothirsche jedoch nur etwa fünf Monate im Nationalpark.

Zwischen 1950 und 1954 schien sich der Sommerbestand nach **grösseren** Wintersterben zu stabilisieren. Bald wuchs er jedoch wieder an und übersteigt gegenwärtig die **Zweitausender**-marke.

1972 vermutete **SCHLOETH**, dass die **rückläufigen** Bestände von Reh und Gemse mit dem **Rotwildbestand** in Zusammenhangstehen. Er schreift, dieser habe im Nationalpark etwa 1965 sein Optimum überschritten.

Ein **neues** Bild über die tatsächliche Grösse des **Rotwildbestandes** im Untersuchungsgebiet lieferten ab 1973 die **Frühjahrsnacht**taxationen (vgl. Kap. 3). Vom Frühjahrsbestand konnten mehrmals um die 2800 Stück, einmal sogar über 3000 Stück erfasst werden (**BLANKENHORN** et al. 1979). Zusätzlich musste man mit einer beträchtlichen Dunkelziffer rechnen. **Anhand** weiterer Parameter wie Geschlechtsverhältnis, Nachwuchsrate, Abgänge wurde der Sommerbestand auf 4500 bis 5000 Stück geschätzt.

Eine Bestätigung lieferten die **Jahre 1976/1977**. Durch die Jagd und durch ein **grosses Wintersterben** betrug der Abgang zwischen den **beiden** Taxationen rund 2000 Rothirsche. Im Frühjahr 1977 wurden immer noch **2428** Stück gezählt. Somit musste der Sommerbestand 1976 **mindestens** 4500 Stück betragen haben. (**BUCHLI** et al. 1979).

1980 wird der schweizerische **Rothirschbestand** auf 20000 Stück geschätzt (Bundesamt für Forstwesen). **Allein im Untersuchungsgebiet** leben somit 20 bis 25% davon. Wahrscheinlich finden wir hier die zurzeit grösste Rothirschpopulation Mitteleuropas (**GEORGII** 1982). Die **neuesten** Daten lassen vermuten, der Bestand habe sich 1972 bis 1976 stabilisiert und nach Teilerfolgen bei der Reduktion sowie nach grösseren Wintersterben sogar verkleinert (**BUCHLI** 1982).

Auf **kemen** Fali dürfen die **jüngsten** Tendenzen als erste Schritte zu einer natürlichen Anpassung an die biotische Tragbarkeit gedeutet werden.

Schon wenige Jahre mit geringem Abgang und hoher Nachwuchsrate könnten den **Bestandesrückgang** ausgleichen.

### 3. WANDERUNGEN UND RAUMNUTZUNG BEIM ROTHIRSCH

#### 3.1 Wandertraditionen

In mehreren Teilen **Europas** wurden jahreszeitliche Wanderungen des Rothirsches beobachtet und beschrieben. Im Bayrischen Wald halten sich die Rothirsche im **Winter** in den unteren Hanglagen und im Vorgelände des Nationalparks auf. (Seiteinigen Jahren werden sie allerdings eingefangen und in **Wintergattern** gehalten.) Im Sommerhalbjahr werden Einstände in der Sperrzone der CSSR oder in den grenznahen oberen Hanglagen besetzt (**WORSCHIKOWSKY** 1981).

Auch für den Nationalpark Berchtesgaden sind jahreszeitliche wechselnde **Verteilungsmuster** nachgewiesen (**HERZOG** und **HOFMANN** 1978). Im Ammergebirge südlich Oberammergau untersucht **GEORGII** (1980) mit Hilfe der Radiotelemetrie das Verteilungs- sowie das **Aktivitäts**-muster von Rothirschen.

**Alle** zitierten Beispiele haben folgendes gemeinsam:

Die Wintereinstände liegen in einer Talsohle oder in unteren Hanglagen. Sie werden erst besetzt, nachdem in den Hochlagen bedeutende Schneemengen gefallen sind.

Die Sommereinstände im Bereich der Waldgrenze oder darüber werden unmittelbar nach dem **Ausapern** im Frühjahr aufgesucht.

grösseren Wintersterben zu  
wärtig die Zweitausender-

Reh und Gemse mit dem  
m Nationalpark etwa 1965

s im Untersuchungsgebiet  
Frühjahrsbestand konnten  
werden (BLANKENHORN et  
er rechnen. Anhand weite-  
z wurde der Sommerbe-

nd durch ein grosses Win-  
2000 Rothirsche. Im Früh-  
Sommerbestand 1976 min-

geschätzt (Bundesamt für  
slavon. Wahrscheinlich fin-  
GEORGII 1982). Die neue-  
bilisiert und nach Teilerfol-  
erkleinert (BUCHLI 1982).  
t einer natürlichen Anpas-

te könnten den Bestandes-

## UNG BEIM

es Rothirsches beobachtet  
im Winter in den unteren  
hren werden sie allerdings  
werden Einstände in der  
besetzt (WOTSCHIKOWSKY

selnde Verteilungsmuster  
südlich Oberammergeau  
ngs- sowie das Aktivitäts-

lagen. Sie werden erst be-  
en sind.  
werden unmittelbar nach

Auf den Wanderungen zwischen Winter- und Sommereinstand werden vom Menschen geschaffene Grenzen (**Staatsgrenzen, Reservatsgrenzen**, Grenzen zwischen Gebieten mit unterschiedlicher **Bejagung**) überquert.

Die Einzeltiere suchen dabei jedes Jahr dieselben Einstände auf. Die entstandene Gewohnheit wird von den Muttertieren auf die meisten Kälber übertragen (SCHLOETH 1966). Bei einem Anwachsen der Population muss sich diese Tradition verhängnisvoll auswirken. In den tradierten Einständen kommt es zu einer Konzentration von Rothirschen, die Vegetation kann stärker genutzt werden, als es ihr Regenerationsvermögen zulassen würde. In **Wäldern** wird dadurch die wirtschaftlich tragbare Wilddichte überschritten. Im Extremfall ist sogar die natürliche **Ernährungsbasis** der Teilpopulation nicht mehr sichergestellt, was sich rasch auf die Kondition der Tiere auswirkt (BUCHLI 1979).

Nicht alle Tiere, welche in einem bestimmten Wintereinstand leben, sind derselben Tradition unterworfen. Die meisten von ihnen wandern in einen entfernteren Sommereinstand. Sie werden **Pendler** genannt.

Einige Rothirsche bleiben das ganze Jahr im selben Gebiet. Die Jäger nennen sie **Standwild**. Nur einem kleinen Teil der jungen Rothirsche gelingt es, sich den Standorttraditionen zu entziehen. Als **Ausreisser** sind sie in der Lage, neue, allenfalls unbesiedelte Habitate zu **erschliessen** und so das **Verbreitungsareal** zu vergrössern.

## 3.2 Aufnahmemethoden

### Nachttaxationen

Seit 1973 werden in den Tälern um den Schweizerischen Nationalpark **Nachttaxationen** durchgeführt (BUCHLI 1979).

Diese Methode erlaubt es, die Entwicklung der Schalenwildbestände **im** Laufe der Jahre zu beurteilen. Anfang Mai fahren jeweils **Zählmannschaften** auf vier Geländewagen genau vorbestimmte Routen ab. Beidseits der Fahrrouen wird mit zwei Halogenscheinwerfer das Gelände ausgeleuchtet. Sämtliche ansprechbaren **Wildtiere** werden gezählt.



Abb. 3: Zählquiepe auf Nachttaxation.

Die **maximale Sichtdistanz** liegt bei 300 m. Die Stückzahlen werden nach Geländekammern getrennt **protokolliert**. Jede Route wird in zwei aufeinanderfolgenden Nächten je einmal befahren. Dank dieser Erhebungen erhalten wir jährlich zwei Momentaufnahmen der **Frühjahrsverteilung**. Die Protokolle der Jahre 1973 bis 1977 benützte ich für die Erstellung von Karten über die **Frühjahrsverteilung** und die Belastung der **Futterwiesen** (VOSER 1979).

### Markierungen

Die ersten Markierungen im **Unterengadin** gehen auf SCHLÖETH (1961) zurück. In den beiden Wintern 1975/76 und 1976/77 konnten im Rahmen des **Projet d'ecologia 447 Einzeltiere** individuell markiert werden.

Meine **beiden Kollegen** H. J. BLANKENHORN und Ch. BUCHLI organisierten und leiteten diese Aktion. Sie **wurden** von zahlreichen Helfern unterstützt.

Um bestehende **Winterfütterungen** errichteten sie an 32 Orten im Engadina, im **Münstertal** und im **Südtirol** Fallen. Darin wurden die zur **Fütterung** erscheinenden Hirsche narkotisiert, untersucht und markiert (BLANKENHORN et al. 1979). Tiere weiblichen Geschlechts erhielten zwei **Ohrmarken** und ein Halsband, die männlichen eine **grosse Ohrmarke**.

### Direktbeobachtungen

Auf **zahlreichen Kontrollgängen** und **-fahrten** wurden am Tag die Rothirsche mit Feldstechern und **Fernrohren** beobachtet. Neben BLANKENHORN und BUCHLI **beteiligten** sich auch **Parkwächter**, Wildhüter, Jagdaufseher, Jäger und Studenten der Abteilung Ethologie und **Wildforschung** an diesen Arbeiten (BUCHLI 1979, BLANKENHORN et al. 1979).

Ihre Daten gaben **Aufschluss** über:

- die jahreszeitliche **Verteilung** markierter Tiere
- **Rudelgrößen**
- Geschlechtsverhältnis
- **Nachwuchsraten**
- soziale Beziehungen und **Rudelbildung**

### Ermittlung der **Frühjahrsverteilung**

Aus den Protokollen der Nachttaxationen von 1973 bis 1977 ermittelte ich die durchschnittliche Anzahl gezählter Hirsche pro **Geländekammer**. Für die fünf Jahre standen maximal 10 Beobachtungen (1. und 2. Taxationsnacht) zur Verfügung. Bei Nebel, Regen, Schneefall oder Störungen fiel manchmal eine Zählung aus. Gelegentlich fasste der Protokollführer auch mehrere Geländekammern zusammen.

**Anhand** der **Landeskarte 1:25 000** und der Geländekenntnisschätze ich die taxierte Fläche der einzelnen **Geländekammern** oder zusammenhängendereinheitlicher Gebiete. Durch **gelegentliche Nachkontrollen** Ende Mai und Anfang Juni **stellten** wir fest, dass in den Tallagen nach der Wanderung nur noch vereinzelt Rothirsche leben. Die durchschnittliche Anzahl der Rothirsche und die taxierte **Fläche** lieferten die Grundlage zur Anfertigung der **Belastungskarten** (**Farbkarten**).

### 3.3 Resultate

#### Wanderungen

Die **Wiederbeobachtung** markierter Tiere zeigte drei Möglichkeiten der Raumnutzung im Untersuchungsgebiet auf (BLANKENHORN et al. 1979).

- Im Mai verlassen die **Pendlerhirsche** die **Wintereinstände** in den unteren Lagen des Engadins und des **Münstertales**. Sie suchen die Sommereinstände auf und bleiben dort, bis sie der Wintereinbruch im Oktober, November, ausnahmsweiseschon im August oder erst im Dezember wieder in die **Tallagen** drängt (Abb.4).
- Das Standwild bleibt hingegen das ganze Jahr über im **selben** Gebiet. Standwild und Pendler halten sich **ausserordentlich** starr an die überlieferten Einstände.
- Die **Ausreisser**, vor allem zweijährige Stiere und Kühe, verlassen das **Wintereinstandsgebiet** über weite Distanzen, ohne im Herbst zurückzukehren. Sie erschliessen somit neue **Lebensräume**.

- |                   |               |
|-------------------|---------------|
| 1 Val Trupchun    | 8 Margunet    |
| 2 Val Tantermozza | 9 Stabelchod  |
| 3 Val Cluozza     | 10 Val Minger |
| 4 Murter          | 11 Val Foraz  |
| 5 Murtarous       | 12 Tamangur   |
| 6 La Schera       | 13 Fimbertal  |
| 7 Grimmels        |               |

- ⊛ Fangorte
- ▨ Gebiet des Nationalparks

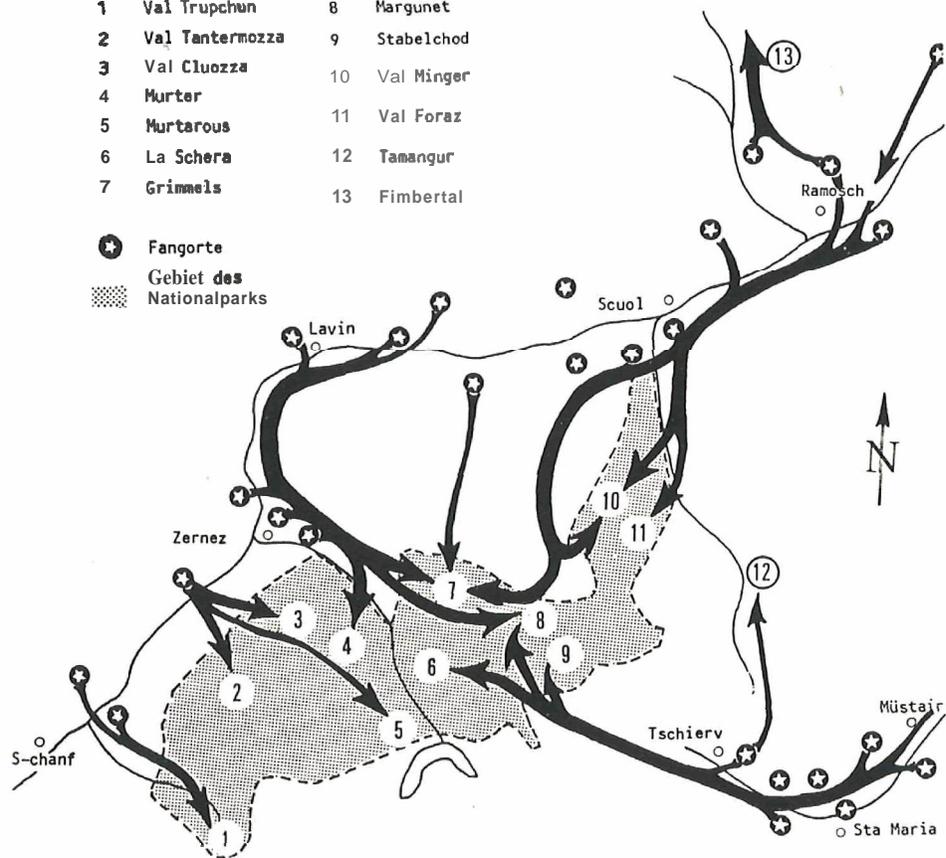


Abb. 4: Die Wanderrouen von den Winter- zu den Sommereinständen.

n nach Geländekammern  
Nichten je einmal befah-  
nahmen der Frühjahrsver-  
rstellung w n Karten über  
1979).

1961) zurück. In den bei-  
d'ecologia 447 Einzeltiere

isierten und leiteten diese

Engadin, im Münstertal  
den Hirsche narkotisiert,  
hen Geschlechts erhielten  
rmarke.

stirsche mit Feldstechern  
teiligten sich auch Park-  
ung Ethologie und Wild-  
979).

ste ich die durchschnittli-  
ihre standen maximal 10  
l, Regen, Schneefall oder  
rotokollführer auch meh-

erte ich die taxierte Fläche  
her Gebiete. Durch gele-  
est, dass in den Tallagen  
hschnittliche Anzahl der  
igung der Belastungskar-

Im Frühjahr 1977 lebten 234 markierte Hirschkühe im Gebiet, 29 von ihnen im Südtirol. 145 konnten in den Sommereinständen einwandfrei identifiziert werden, was der hohen Wiederbeobachtungsrate von etwa  $\frac{2}{3}$  entspricht.

Von diesen 145 Stück hielten sich 132 im Schweizerischen Nationalpark auf (über 90%). Weitere zogen ins österreichische Fimbartal, und einzelne Tiere wurden in den Wintereinständen oder an anderen Orten beobachtet. Auch wenn die markierten Tiere wahrscheinlich keine reine Zufallsstichprobe darstellten, steht folgendes fest:

- Der grösste Teil der Hirschkpopulationen Unterengadin/Münstertal besteht zurzeit aus Pendlerhirschen.
- Ein kleiner Teil von ihnen verbringt den Sommer im Fimbartal oder in weiteren Gebieten, der Hauptharst wandert in den Nationalpark.
- Vereinzelt wurden Ausreisser festgestellt.
- Das Standwild ist sehr spärlich vertreten.

### Frühjahrsverteilung

Die Nachttaxationen liefern uns ein grobes Bild der Frühjahrsverteilung. Nur dank diesem Wissen konnten die Wildschadenmessungen auf den Futterwiesen überhaupt durchgeführt werden. Die Nachttaxationen geben auch Aufschluss über den Bestand an Rehen und Hasen.

Aus der Tabelle 1 geht hervor, dass der Rothirsch im Frühjahr auf den Wiesen das dominierende Wild ist. Schon bei der Stückzahl übertrifft er den Rehbestand in den meisten Gebieten um ein Mehrfaches (Tab. 1).

Das Reh ist zudem bedeutend kleiner. Es gehört anatomisch und ökologisch zum Äsungstyp des Konzentrat-Selektierers (HOFMANN 1978). Es äst im Unterschied zum Rothirsch, einem Mischäser, auf einer Wiese nicht flächenhaft, sondern sucht sich gezielt Einzelpflanzen, meistens Kräuter aus (VOSER-HUBER und NIEVERGELT 1975).

Aus diesen Gründen darf vereinfacht bei den Ertragsausfällen im Grünland der Rothirsch als massgeblicher Verursacher betrachtet werden. In den einzelnen Geländekammern können die Frühjahrsdichte und die Belastung der Futterwiesen beträchtlich schwanken.

Tabelle 1: Anzahl Hirsche, Rehe und Hasen, die im Mittel der Jahre 1973-1977 während der Nachttaxationen in den 12 Arealen gezählt wurden.

Areale		Hirsch	Reh	Hase
Suot Tasna	I	188	47	4
Suot Tasna	II	322	47	6
Suot Tasna	III	239	41	4
Suot Tasna	IV	233	56	5
Sur Tasna	I	149	104*	7
Sur Tasna	II	230	40	2
Sur Tasna	III	496	23	5
Sur Tasna	IV	312	30	5
Val Müstair	I	275	30	3
Val Müstair	II	46	45*	4*
Val Müstair	III	256	42	3
Val Müstair	IV	44	69*	12*

\* = reh- und hasenreiche Gebiete

von ihnen im Südtirol. 145  
n, was der hohen Wieder-

park auf (über90%). Wei-  
n in den Wintereinständen  
wahrscheinlich keine reine

l besteht zurzeit aus Pend-

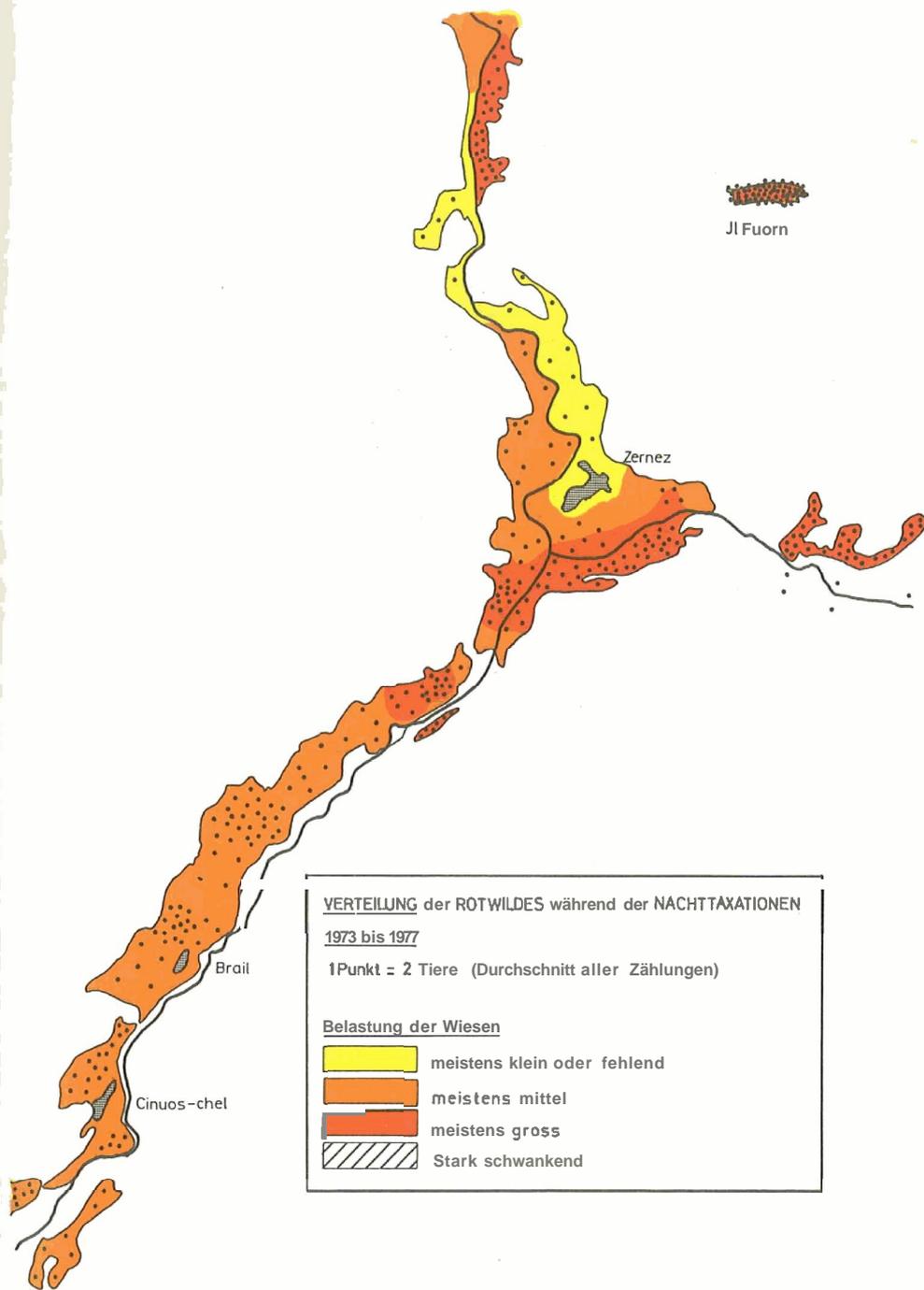
r in weiteren Gebieten, der

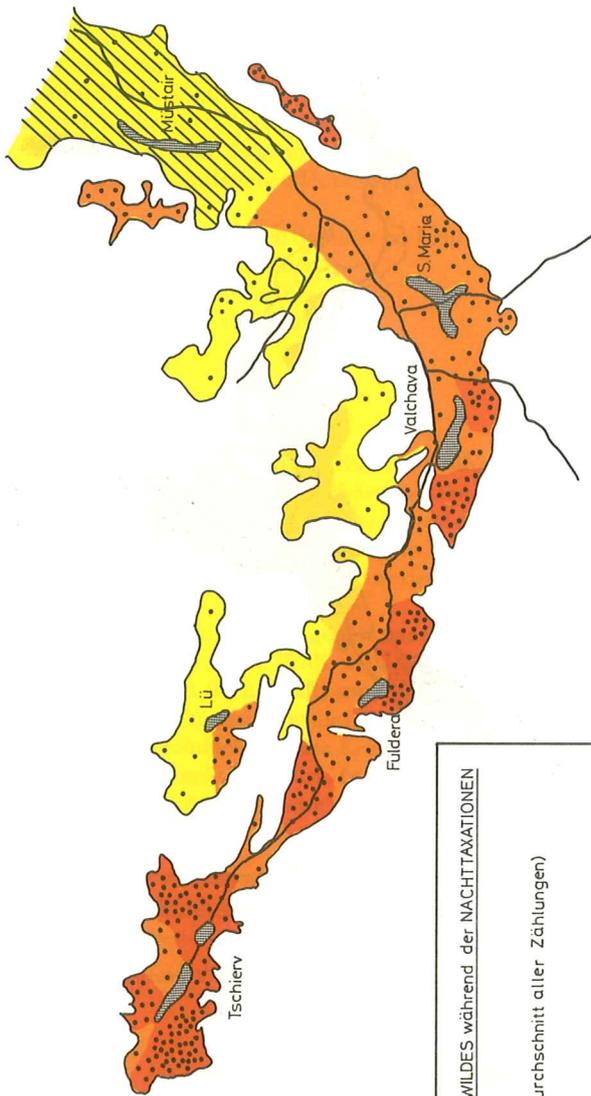
teilung. Nur dank diesem  
erhaupt durchgeführt wer-  
d an Rehen und Hasen.  
den Wiesen das dominie-  
d in den meisten Gebieten

ökologisch zum Äsungstyp  
ed zum Rothirsch, einem  
zielt Einzelpflanzen, mei-

Grünland der Rothirsch als  
ändekammern können die  
schwanken.

77 während der Nachttaxatio-





**VERTEILUNG DES ROTWILDES WÄHREND DER NACHTTAXATIONEN**

1973 bis 1977

1 Punkt = 2 Tiere (Durchschnitt aller Zählungen)

Belastung der Wiesen

- meistens klein oder fehlend
- meistens mittel
- meistens gross
- stark schwankend

Belastung der Wiesen

-  meistens klein oder fehlend
-  meistens mittel
-  meistens gross
-  stark schwankend

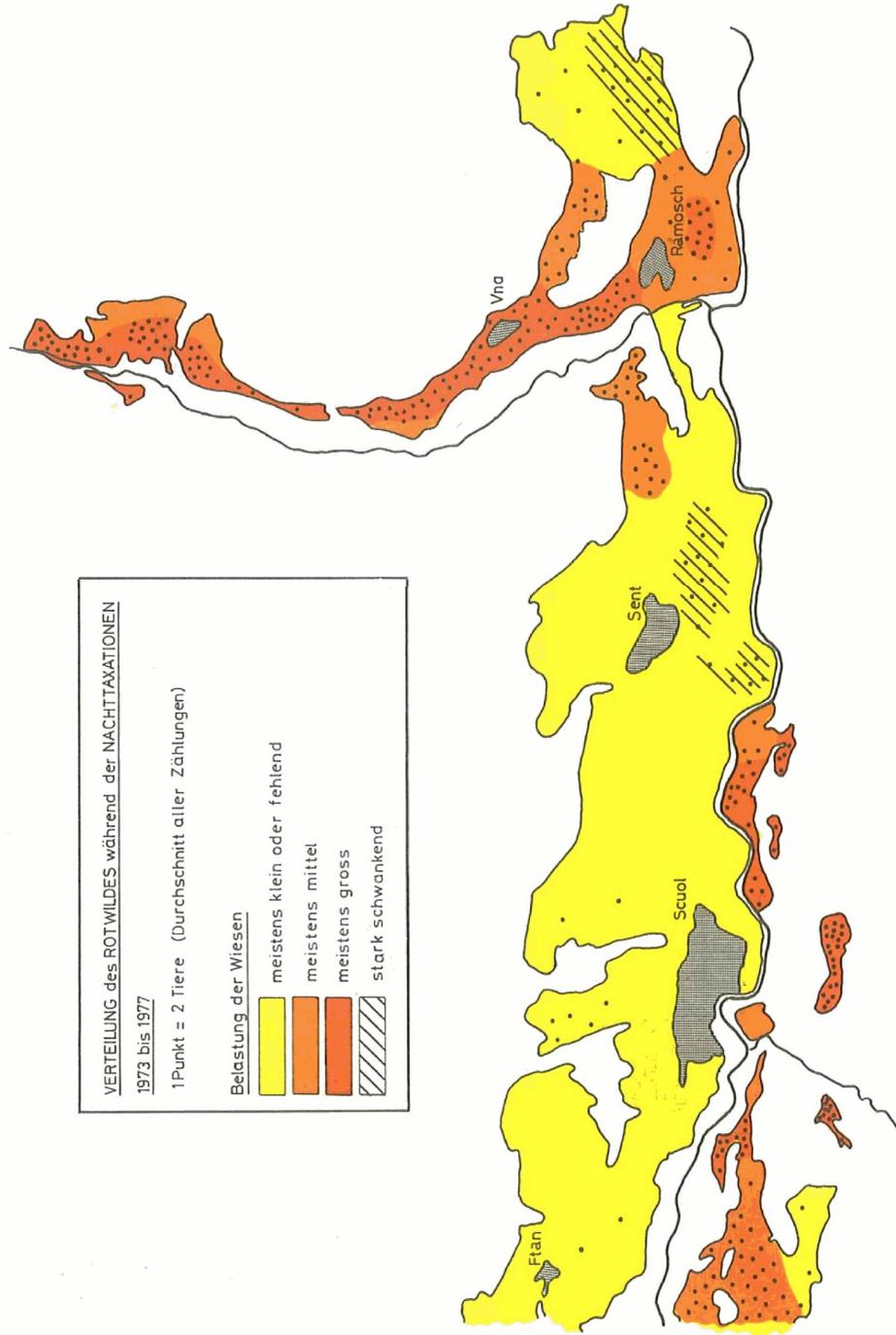
VERTEILUNG DES ROTWILDES WÄHREND DER NACHTTAXATIONEN

1973 bis 1977

1 Punkt = 2 Tiere (Durchschnitt aller Zählungen)

Belastung der Wiesen

-  meistens klein oder fehlend
-  meistens mittel
-  meistens gross
-  stark schwankend



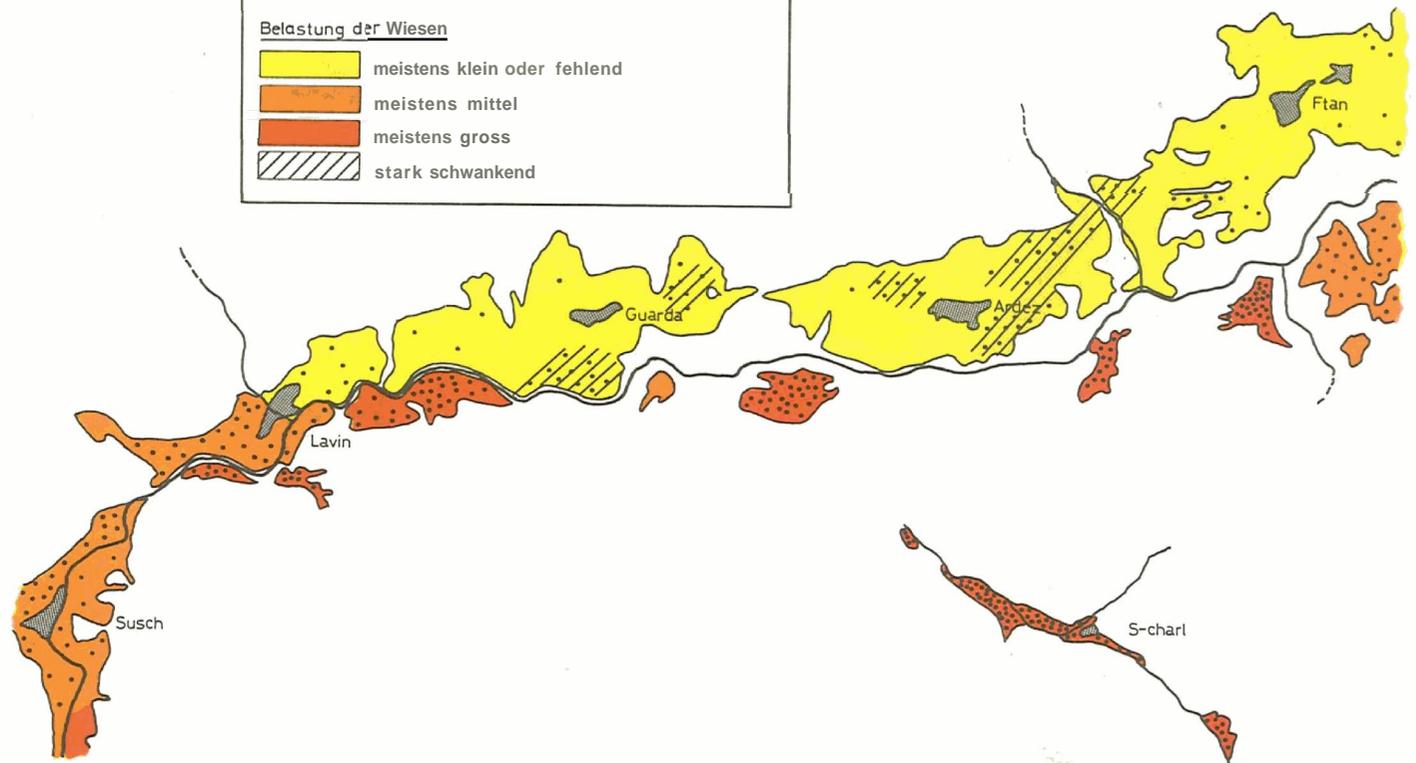
VERTEILUNG des ROTWILDES während der NACHTTAXATIONEN

1973 bis 1977

1 Punkt = 2 Tiere (Durchschnitt aller Zahlungen)

Belastung der Wiesen

-  meistens klein oder fehlend
-  meistens mittel
-  meistens gross
-  stark schwankend



Die wichtigsten Gründe dafür sind:

- das Stadium der **Wanderung** in Richtung Sommerbestand
- tatsächliche Bestandesschwankungen
- Witterungsverhältnisse und Störungen

Die **Farbkarten** geben Auskunft über die Verteilung der Rothirsche zur Zeit der **Nachttaxation** im Mai sowie über die mittlere Belastung der Fettwiesen in den Geländekammern.

Trotz grosseren Schwankungen können wir eindeutige Tendenzen aus den Farbkarten herauslesen:

**Suot Tasna:** Die waldarmen weiten **Südhänge** um Sent, Scuol und Ftan werden nur sparsam von kleineren **Hirschrudeln** aufgesucht. Der Eingang des Val Sinestra mit seinen bewaldeten **Hängen** und die klimatisch milde Umgebung von Ramosch bis **Vnà** werden hingegen mittel bis stark vom Rotwild belastet. Wenn ein Kälteeinbruch die Begrünung des oberen Val Sinestra hinter **Vnà** verzögert, bleiben **200 bis 300** Rothirsche in diesem Raum länger und äsen, was erreichbar ist. Am Schattenhang bildet das Grünland Lichtungen im **zusammenhängenden Waldgebiet**. Der hohe **Feldgrenzenanteil** bietet dem Wild ideale Deckung und **Rückzugsräume**.

Die **Futterwiesen** bilden hier gleichsam eine Kette von **Äsungsflächen** auf dem Weg zum Nationalpark.

Wie bei **Vnà** bilden die Wiesen von Tarasp und S-charl (aus Platzgründen verschoben eingezeichnet) in ungünstigen Jahren einen Warteraum mit langdauernder **Äsungsbelastung**.

**Sur Tasna:** Von **Ardez** bis Lavin erstreckt sich der Gürtel mit den besonnten **Wiesenhängen** am Nordhang talaufwärts. Allerdings steigt der Waldanteil, und die **Wiesenareale** werden kleiner. Lokal können daher **Hirschrudel häufiger** beobachtet werden. Grossräumig betrachtet sind aber auch hier die Sonnenhänge im Frühjahr weitgehend hirschfrei.

Um so beliebter sind dafür die wenigen landwirtschaftlichen Nutzflächen auf der rechten Talseite von Tarasp bis **Lavin**. Von Lavin bis Zernez konzentriert sich das gedüngte Kulturland auf den Talgrund: die Belastung ist hier meistens mittel bis **gross**. **Magerwiesen** werden weniger stark belastet, weil die Vegetation auf den **flachgründigen, nährstoffarmen** Böden später austreibt als auf den fruchtbaren Böden der Fettwiesen.

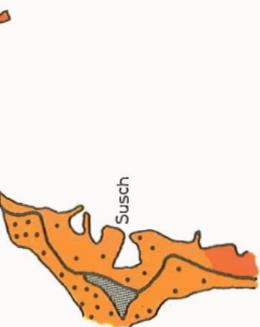
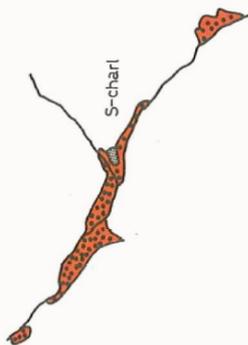
Die geringe Belastung von **Teilflächen** nördlich von Zernez kann durch die speziellen Verhältnisse **erklärt** werden (**Magerwiesen**, Weiden, Feld, Störungen in Dorfnähe). Die übrigen Flächen bis Brail sind meistens mittel bis stark belastet. Die Wiesen von Il Fuorn mitten im Nationalpark werden nicht nur im Frühjahr, sondern während der ganzen Vegetationsperiode intensiv beäst, so dass an eine landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr zu denken ist.

**Val Müstair:** Die **Frühjahrsverteilung** der Rothirsche zeigt ein ähnliches Bild wie im **Kreis Suot Tasna**. Der **Hauptzug** erfolgt entlang den **Wäldern** des Schattenhanges talaufwärts. Ein möglicher **Nebenzug** oberhalb Santa Maria gegen Südwesten in das Val Mora ist nicht auf der **Farbkarte** aufgezeichnet, da diese Route auf der **Nachttaxation** nicht befahren werden kann.

Im untersten Talabschnitt um **Müstair** findet man während der Nachttaxation in der Regel nicht mehr viele **Rothirsche**. Die meisten von ihnen haben zu dieser Zeit diese Gegend, ihren Wintereinstand, bereits verlassen.

In Richtung Ofenpass wird das Tal enger. Gleichzeitig steigt die Anzahl Rothirsche, denn zu den dort lokal überwinterten Tieren gesellen sich diejenigen aus den unteren **Talabschnitten**. Verzögern Schneefall und Kälte die Ausaperung der oberen Lagen, bleiben um **Fuldera** und Tschier **200 bis 300** Stück Rotwild blockiert und treten nachts auf die Wiesen der Bergbauern aus.

Hier wie im benachbarten **S-charl**, in Tarasp, in Zernez, auf Il Fuorn und in **Vnà** darf ohne Übertreibung von flächenhaften **Hirschmassierungen** gesprochen werden.



### 3.4 Diskussionen

Die Beobachtungen im Raum **Engadin/Münstertal** fügen sich gut in die Aussagen aus **anderen Teilen Europas** ein (Kap. 3.1.): **Rothirschpopulationen** sind hervorragend in der Lage, sich verändernden **Umwelteinflüssen anzupassen**. Es **gelingt ihnen** sogar, in einigen **Jahrzehnten** Gebräuche **des Menschen** geschickt auszunützen. Dabei hält der **Grossteil** einer Population an den tradierten **Einständen** fest (SCHLOETH 1966).

Nur eine Minderheit, die **sogenannten Ausreisser**, können **neue** Einstände besetzen und dort weitere Traditionen begründen.

Ein **direktes Ausweichen von überbesetzten** Einständen auf noch wenig genutzte Flächen scheint **hingegen** nicht möglich. Die starre **Einstandstreue** der meisten Tiere setzt wirksame Schranken dagegen.

Schon bei der **Wiedereinwanderung im Untersuchungsgebiet** fand das Rotwild zwei **Gebiete** mit wesentlich **voneinander** abweichenden Strukturen vor:

Im Nationalpark **wurden** kurz zuvor Alp- und Forstwirtschaft eingestellt. **Totales** Jagdverbot und ein striktes **Wegegebot** für die **anfangs** noch bescheidene Besucherzahl kamen **hinzu**. Im **Sommerhalbjahr** herrschten somit ideale Bedingungen für einen beträchtlichen Rotwildbestand. Im Winter **bot** der Nationalpark jedoch nur in den tiefsten Lagen einer **beschränkten** Anzahl Hirschen kleinere **Einstandsgebiete**.

Die weitere Umgebung des Nationalparks war bedeutend stärker genutzt. Die **Holzernte** konzentriertesich auf die Wintermonate. Im Sommer waren die Alpen **bestossen**. Ein **beträchtlicher Kleinviehbestand** von Ziegen und **Schafen** nutzte weit **verstreute** Flächen und der Jagddruck nahm zu. 1927 wurde die heute noch **gültige Hochjagdzeit** eingeführt. Sie dauert vom 9. bis zum 26. September. In dieser Zeit sind die Hochlagen bis weit in die alpine Höhenstufe für das Rotwild noch zugänglich (BUCHLI 1979).

Die **Teilpopulation**, welche im Schweizerischen Nationalpark lebte, war von Anfang an der jagdlichen Kontrolle entzogen. Als die beschränkten Wintereinstände auf **Parkgebiet** nicht mehr **genügten**, kamen geeignete **parknahe** Flächen **hinzu**. Vermutlich ist der Wintereinstand am Munt **Baselgia ob Zernez** schon früh beansprucht worden.

**Allmählich konnten** sich auch in entfernteren Gebieten des **Unterengadins** und des **Münstertales** **Pendlertraditionen** aufbauen.

Neben den **«Parkhirschen»** entzogen sich auch die **«Fimbertalhirsche»** der **Bejagung**: zur Zeit der **Bündner** Hochjagd halten sich diese Tiere im **österreichischen Fimbertal** auf. Dort **begann** die **Rothirschjagd** jeweils erst nach dem 26. September. Durch das rechtzeitige Aufsuchen der **Wintereinstände** auf Schweizer Boden konnten die Rothirsche sich **allen** Abschüssen **entziehen**.

Seit einiger Zeit machen die **Vorarlberger allerdings** Jagd auf die «Schweizer Hirschen». Dies widerspiegelt sich **auch** in den heutigen Nachttaxationsresultaten.

Zahlreiche **Feldbeobachtungen** bestätigen, dass Grenzen zwischen **unterschiedlich bejagten Gebieten** und jährlich wiederkehrende Jagdzeiten zu bestimmten **Traditionen** führen.

Durch hohen Jagddruck im September wurde die Teilpopulation, die ausserhalb geschützter Gebiete an ihren **Sommereinstand** **gebunden** ist, ständig auf einem tiefen Bestandesniveau gehalten, während die **«Park-»** und die **«Fimbertalhirsche»** ein beinahe exponentielles Wachstum **verzeichneten** (SCHLOETH 1972).

Mit zunehmenden **Wildschadenmeldungen** wurde die **Bejagung** intensiviert.

Davon wurden aber vor allem die **«ungeschützten» Hirsche** betroffen, ohne dass die Bestände der **Teilpopulationen** aus dem Nationalpark und aus dem Fimbertal nachhaltig **hätten** reduziert werden können. Die getroffenen **Massnahmen** lösten das Problem **grosser** Rotwildbestände nicht, sondern verschärften die extremen lokalen **Unterschiede**. Weite für das **Rotwild** geeignete **Sommereinstände** sind **beinahe hirschfrei**, während sich hohe Bestände auf ein

Teilgebiet konzentrieren und die bekannten Merkmale eines Überbestandes wie schlechte Konstitution und Kondition, wiederholte **Wintersterben** (BUCHLI 1979) sowie beträchtliche Einflüsse auf die Vegetation aufweisen.

Die seit dem Krieg stark erweiterte Winterfütterung konnte das Problem weder lösen noch entschärfen.

### 3.5 Zusammenfassung

**Anhand** markierter Tiere konnte gezeigt werden, dass der weitaus grösste Teil des **Hirschbestandes** im Raum um den Nationalpark räumlich getrennte Sommer- und Wintereinstände besetzt. Während die meisten Tiere Jahr für Jahr dieselben Einstände aufsuchen, können sich einzelne **«Ausreisser»** dieser starren Tradition entziehen und in neuen Gebieten neue Traditionen aufbauen.

Dieses Verhalten, kombiniert mit Traditionen der menschlichen Nutzung, führte zu einem extrem heterogenen Verteilungsmuster: Gebiete mit saisonal hoher Rothirschdichtegrenzen an beinahe **rotwildfreie** Gebiete.

**Anhand** langjähriger **Nachttaxationen** konnte ein genügend genaues Bild der **Frühjahrsverteilung** erstellt werden. Dieses bildete die Grundlage für die Untersuchung von Ertragsausfällen auf Futterwiesen.

## 4. ERTRAGSAUSFÄLLE AUF FUTTERWIESEN

### 4.1 Ziele und Rahmenbedingungen

Futtewiesen nehmen in der **Berglandwirtschaft** eine zentrale Stellung ein. Zwar wird in den unteren Lagen des Engadins und des **Münstertals** auf grösseren **Flächen** auch Ackerbau betrieben, doch dienen diese Kulturen weitgehend dem Futterbau (SPÖRRI und BARANDUN 1975). Entsprechend ihrer Wichtigkeit standen daher die **Futterwiesen** im Mittelpunkt meiner **Grünlanduntersuchungen**.

Folgende Fragen waren zu beantworten:

- Entstehen auf Futterwiesen mit mittlerer bis **grosser Äsungsbelastung** eindeutige **Ertragsausfälle**?
- In welcher **Grössenordnung** bewegen sich diese Ertragsausfälle?
- Wo befinden sich die wichtigsten Wildschadengebiete?

Die Arbeiten wurden in einem wirtschaftlich-politischen Spannungsfeld durchgeführt. Eine Reihe von Rahmenbedingungen waren für die Versuchsanlage und für die Messungen ausschlaggebend:

- Verteilung der Messstellen über mehrere Talschaften und Gemeinden.
- Gründliche **Absicherung** der Arbeiten gegen Missbrauch.
- Regelmässige Information aller interessierten Kreise der Bevölkerung.
- Die Untersuchungen mussten in einem engen zeitlichen und finanziellen Rahmen abgewickelt werden.

Um Zielen und Rahmenbedingungen gerecht zu werden, mussten robuste feldtaugliche Methoden zum Zuge kommen. Für die Entwicklung des **Versuchsprogramms** durfte ich die Hilfe ~~mehrer~~ **Institutionen** in Anspruch nehmen:

- Zentralstelle für Ackerbau, Landquart.
- Eidgenössische Forschungsanstalt für Pflanzenbau, Reckenholz.
- Geobotanisches Institut der ETH Zürich.

#### Verteilung der Messstellen

Damit den Messungen eine regionale Aussagekraft zugestanden wurde, mussten die Messstellen im ganzen Untersuchungsgebiet verteilt werden.

Auf Einladung der Società agricola Engiadina bassa wurden örtliche Bauernversammlungen für die Organisation der Arbeiten einberufen.



○ Futterwiesen

△ Weiden

Ahh. 5: Lage der Messstellen auf Futterwiesen und Weiden.  
Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie, 22.4.1986.

Die dort ausgewählten Messstellen verteilten sich auf die Gemeinden Ramosch, Scuol, Tarasp, Ardez, Lavin, Susch, Zernez und Tschiers.

#### Auswahl der Messstellen

Dank der Nachttaxationen und den Erfahrungen der Landwirte war im Winter 75/76 bereits bekannt, wo im Frühjahr regelmässig Rothirsche in grösseren Stückzahlen auf den Wiesen ästen.

Falls die Beäsung zu nachweisbaren Ertragsausfällen führte, mussten diese in Gebieten mit mittlerer bis grosser Belastung auftreten. An solchen Stellen wurden die Messstellen eingerichtet. Die Resultate meiner Arbeit sind daher auch nur für solche Gebiete repräsentativ. Sie sind auf den Karten in Kapitel 3 orange und rot eingezeichnet.

Unmittelbar nach der Schneeschmelze legte ich im Feld die genaue Lage der Probefläche fest. Die gesamte Versuchsanordnung musste auf einer topographisch möglichst homogenen Fläche Platz finden. Die Homogenität des Pflanzenbestandes war zu diesem Zeitpunkt jedoch noch nicht überprüfbar.

## 4.2 Methoden der Ertragsmessung

### Versuchsanordnung

Jede Messstelle bestand aus einer 5×5 m grossen Einzäunung und einer oder zwei gleich grossen Vergleichsflächen. Zum Zaunbau verwendete ich vier etwa 180 cm lange Rundhölzer und Knotengitter «URSUS leicht» 145 cm. Obwohl die Rothirsche diese Gitter ohne weiteres überspringen könnten, erwiesen sich die Einzäunungen als wilddicht. 1976 und 1977 wurden mit tatkräftiger Unterstützung der Landwirte etwa 50 solcher Messstellen eingerichtet.



Abb. 6: Messstelle mit Einzäunung und Vergleichsfläche.

wurde, mussten die Mess-  
che Bauernversammlungen



.4.1986.

### Kontrollen

Zwischen der Gittermontage und der Ertragsmessung besuchte ich sämtliche **Messstellen** zwei- bis dreimal. Dabei **kontrollierte** ich:

- die Homogenität des **Pflanzenbestandes**
- optisch erkennbare **Wachstumsunterschiede**
- Spuren von **unregelmässiger** Bewirtschaftung
- Hinweise auf Missbrauch durch Schafweide, Herbizide oder Dünger

Im Interesse einer einwandfreien Untersuchung hielten auch viele weitere Personen ein wachsameres Auge auf die **Messstellen** und meldeten **Unregelmässigkeiten**.

Auf dem letzten **Kontrollgang** erstellte ich von jeder Fläche eine **Vegetationsaufnahme** unter Verwendung der **Artmächtigkeitsskala** von **BRAUN-BLANQUET** (1951).

### Ertragsmessung

Zur **Ertragsmessung** wurde eine **Fläche** möglichst **schnell** mit dem **Balkenmäher** oder mit der Sense gemäht und das frische Gras sofort auf einer **Kunststoffplatte** mit einer Federwaage auf  $\pm 0,2$  kg genau gewogen (**Abb. 7**).



**Abb. 7:** Ertragsmessung bei Lavin.

**Verdunstungsverluste** versuchte ich möglichst klein zu halten. Dem Grashaufen wurde eine **Zufallsstichprobe** entnommen und in einem **Kunststoffsack** genauer gewogen (120 g). Diese Probe, bei 50° C bis zur **Gewichtskonstanz** getrocknet, ergab den Wassergehalt und bezogen auf das gemähte Gras das Trockengewicht des Ertrages.

Da auf der Wiese **getrocknetes** Heu in der Regel noch etwa 15% **Restwasser** enthält, müsste dieser Betrag zu den hier verwendeten Trockensubstanzgewichten dazugerechnet werden.

### 4.3 Methoden zur Abklärung der Zuverlässigkeit der Ertragsmessungen

Bei landwirtschaftlichen **Düngungsexperimenten** in Sortenprüfungen wird versucht, nicht zu prüfende Faktoren möglichst konstant zu halten. Bei der beschriebenen Verteilung der **Messstellen** auf **Bergwiesen** und wahrscheinlichen Unterschieden in der Beäusungsintensität **war** eine erhebliche zufällige Streuung voraussehbar. Auch **allfällige** Missbräuche mussten verhindert oder zumindest erkannt werden. Die Landwirte waren angehalten, die Messstellen genau gleich zu düngen und zu mähen wie die Umgebung. Da der Dünger mit Fahrzeugen ausgebracht wurde, bereitete die gleichmässige Verteilung von Mist, Jauche und Kunstdünger erhebliche Schwierigkeiten.

Aus diesen Gründen legte ich von Beginn an ein grosses Gewicht auf ein umfangreiches **Prüfverfahren** zur Absicherung der erhaltenen Daten.

Trotz **grosser zufälliger** Fehler sollten Resultate gesichert und systematische Fehler ausgeschaltet werden.

Das Prüfverfahren umfasste folgende Untersuchungen:

- Homogenität der Pflanzendecke:

Flächen und Messstellen mit starker heterogener Vegetation wurden anhand der **Vegetationsaufnahme** eliminiert.

- Bodenanalysen:

Nach dem Heuschnitt entnahm ich mit einem Probesteher von den meisten Flächen Proben aus der obersten Schicht von 0 bis 7 **cm**.

Diese Mischproben trocknete ich bei Temperaturen unter 500° C. Im Labor des **Geobotanischen** Institutes der ETH Zürich wurden sie auf folgende Faktoren analysiert:

- pH-Wert nach **STEBING** (1965)

- Karbonatgehalt nach **PASSON, STEUBING** (1965)

- austauschbare **K<sup>+</sup>-Ionen** nach **BLACK** (1965)

Für die Kalium-Bestimmung durfte das Atomabsorbtionsspektrometer der EAWAG in **Dübendorf** benutzt werden.

Auf 18 Messstellen sammelte ich im Herbst 1976 frische Bodenproben.

An ihnen wurden am Geobotanischen Institut der ETH Zürich zusätzlich bestimmt:

- Nitratgehalt der Frischprobe

- Ammoniumgehalt der Frischprobe

- Nitratgehalt nach 6 Wochen Feuchtkammer-Inkubation

- Ammoniumgehalt nach 6 Wochen Feuchtkammer-Inkubation

Diese Stickstoffanalysen wurden nach der von **BOLLER-ELMER** (1977) beschriebenen Methode durchgeführt.

- **Wassergehalt von Heu und Emd:**

Für die **Ertragsmessung** musste jeweils der Wassergehalt des Grases bestimmt werden. Ist der Pflanzenbestand einer **Messstelle** homogen, sollte auch der Wassergehalt bei den einzelnen **Probeflächen** gleich **gross** sein. Da jedoch das stehende Gras im Laufe des Tages trockener wird und die einzelnen Proheflächen nicht gleichzeitig gemäht werden können, sind kleine Unterschiede auch im homogenen Pflanzenbestand zu erwarten.

Der Wassergehalt kann somit nur als grober Indikator für die Homogenität dienen.

- **Blindproben:**

Blindproben sollten Hinweise auf Nebenwirkungen des Knotengitters zum Beispiel durch den Schutz von Mäusen oder durch Veränderung des Mikroklimas liefern.

In **beiden Aufnahmejahren** wurde je eine Einzäunung auf einer besonders homogenen Kunstwiese erst nach dem Wegzug der Rothirsche in die Sommereinstände mit einem **Knotengitter** versehen. Die Einzäunung und **Vergleichsflächen** wurden also der Beäsung ausgesetzt. Eine nicht voraussehbare **Blindprobe grossen** Umfanges entstand vor dem **Erdchnitt 1977** (vgl. Kapitel 4.6 und 4.8) durch das völlige Ausbleiben der Rothirsche.

- **Evaporationsmessungen:**

Obwohl das verwendete Knotengitter sehr **grossmaschig** ist, könnte es austrocknende Winde etwas abbremsen und dadurch in Zaunnähe die Evapotranspiration vermindern.

Vor allem in Trockenperioden könnte das Gitter das Wachstum beeinflussen. Für eine vergleichende **Verdunstungsmessung** montierte ich vier Piche-Evaporimeter (STEBING 1965) auf eine Messlatte. Diese wurde knapp über dem Pflanzenbestand **zur** Hälfte in der Einzäunung **und** zur Hälfte in der **windexponierten Aussenfläche** aufgestellt.

An sonnigen Tagen mit mittlerer Windstärke **führte** ich mit dieser **Versuchseinrichtung** mehrere Messreihen durch.

#### 4.4 Witterungsverlauf

Die Witterung prägt das **Wachstum** auf den Wiesen stark. Beinahe extreme Gegensätze **charakterisieren** den **Witterungsverlauf** der **beiden Untersuchungsjahre**. Deutliche Rückwirkungen auf die Erträge und auf den **Ertragsausfall** waren die **Folge**. Auch auf **das** Verhalten des Wildes wirkten sich diese **Verhältnisse** aus (Kapitel 4.6).

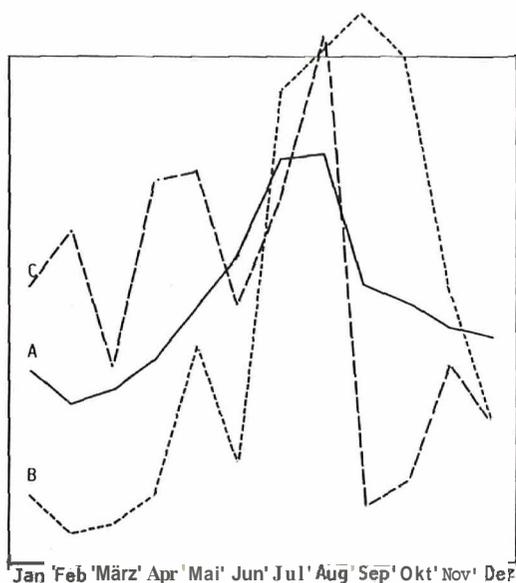


Abb. 8: Jahresgang der Niederschläge.

A = langjähriges Mittel für das Unterengadin nach MÖRIKOFER 1969

B = Monatssumme 1976 von Scuol

C = Monatssumme 1977 von Scuol.

sonders homogenen **Kunst-**  
de mit einem **Knotengitter**  
Beäsung ausgesetzt. Eine  
dem Emdschnitt 1977 (vgl.

te es austrocknende Winde  
on vermindern.

einflussen. Für eine **verglei-**  
er (STEBING 1965) auf eine  
fte in der Einzäunung und

Versuchseinrichtung meh-

Anhaltende Trockenheit führte im ersten Halbjahr 1976 zu erheblichen Dürreschäden. Bis Ende Juni verzeichnete die Station Scuol lediglich 125 mm **Niederschläge** (Annalender Schweizerischen Meteorologischen Zentralanstalt). Das langjährige Mittel beträgt für den gleichen Zeitraum 288 mm. Gerade zur Zeit der Heuernte begann eine ausgeprägte Regenperiode (Abb. 8).

Bis im November lagen die Niederschlagsmengen deutlich über dem langjährigen Mittel (MÖRIKOFER 1969). Im September führte ein Kaltlufteinbruch zu starken Schneefällen in den höher gelegenen Gebieten, also in den Sommereinständen der Rothirsche.

1977 begann mit ausgiebigen Schneefällen. Die Temperatur lag bis im **März** gut  $2^{\circ}\text{C}$  über dem Mittelwert. Genügend Niederschläge bis im August brachten den Bauern **grosse Heuerträge**. Der Herbst 1977 war hingegen trocken und mild. Die Jahressumme der Niederschläge erreichte 1976 trotz Trockenperiode 657 mm, im folgenden Jahr 762 mm gegenüber 696 mm im langjährigen Mittel.

## 4.5 Ertragsunterschiede beim Heuschnitt

### Resultate sämtlicher Messsteien

Bei einer ersten Auswertung erfasste ich die Daten sämtlicher brauchbarer Messstellen. Wegen Dürre, Heterogenität der Pflanzendecke, Schafweide und Düngermisbrauch wurden neun Messstellen eliminiert. Eine diente als Blindprobe.

39 Einzäunungen brachten 1976 ein **Ertragsmittel von 38,8 kg Heu pro Are** ( $100\text{m}^2$ ), auf den 39 **Vergleichsflächen** wuchsen hingegen nur **31,8 kg**. Der Ertragsunterschied betrug somit im Durchschnitt 6,6 kg pro Are oder 17%.

Im folgenden Jahr standen 40 Einzäunungen mit 70 Vergleichsflächen zur Verfügung. Die ausgefallenen Zäune waren umplaziert worden.

Die Einzäunungen brachten 1977 im Mittel **58,1 kg**, in den Vergleichsflächen wuchsen **50,4 kg**. Der Ertragsunterschied betrug also durchschnittlich 7,7 kg Heu pro Are oder 12%.

Die Abbildung 9 veranschaulicht die Häufigkeitsverteilung der Ertragsunterschiede, eingeteilt in **4-kg-Klassen**. Dass dabei auch negative Differenzen, das heisst Mehrerträge in der **Vergleichsfläche**, auftreten, ist auf die unvermeidbare **standortsbedingte** Streuung zurückzuführen. Eben diese deutliche Häufigkeitsverteilung zeigt die ertragsmindernde **Wirkung** der Beäsung. Die oft behauptete ertragssteigernde Wirkung der **Frühjahrsbeweidung** ist sehr unwahrscheinlich.

Der **Ertragsausfall kann** selbst mit dem robusten nichtparametrischen Vorzeichentest (SACHS 1972) als hochsignifikant bewiesen werden. ( $P < 0,001$ ).

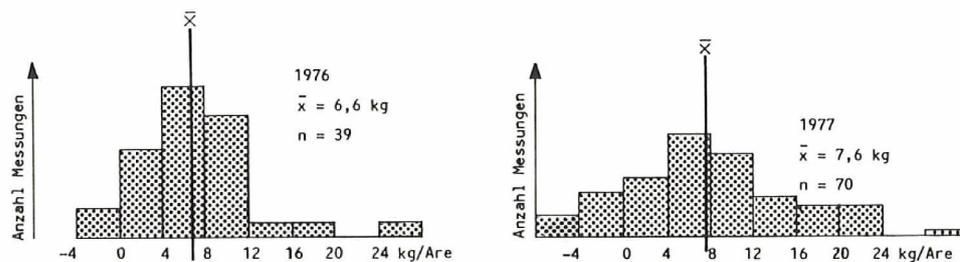


Abb. 9: Ertragsunterschiede beim Heuschnitt.

## Resultate vollständiger Messreihen

Wie bereits erwähnt, wurden 1977 mehrere Messstellen neu erstellt und andere aufgehoben. Zur besseren Vergleichbarkeit drängt sich eine separate Auswertung der vollständigen Messreihen mit den Daten beider Jahre auf.

Zusätzlich erweiterte ich meinen Datensatz, indem ich pro Einzäunung wo möglich zwei Vergleichsflächen anlegte und dort auch zwei Ertragsunterschiede ermittelte. Dies war arbeitstechnisch sinnvoll.

Die Erträge der vollständigen Messreihen liegen etwas höher als diejenigen aller Messstellen. Sie müssen höher liegen, denn unvollständige Messreihen kamen vor allem wegen mageren und trockenen Wiesen zustande.

Tabelle 2: Erträge und Ertragsunterschiede beim Heuschnitt im Durchschnitt von 25 Messstellen.

	Einzäunung	Vergleichsfläche	Ertragsausfälle durch Beäsung	
1976	42,0 kg	34,1 kg	7,9 kg	19%
1977	59,9 kg	52,2 kg	7,7 kg	13%
Minderertrag durch Trockenheit	17,9 kg 30%	18,1 kg 35%		

Die Ertragsunterschiede zwischen Einzäunung und Vergleichsfläche erreichten in beiden Jahren im Mittel beinahe 8 kg pro Are. Beim t-Test für gepaarte Stichproben (SACHS 1972) erwiesen sich die Resultate als hochsignifikant ( $P \ll 0,01$ ). Somit ist in beiden Jahren ein beträchtlicher Ertragsausfall am Heuschnitt als Folge der Frühjahrsbeweidung durch das Rotwild nachgewiesen.

Noch augenfälliger sind die Ertragsunterschiede zwischen den beiden Jahren. Nach der Dürre wurde in den Einzäunungen ein Heuertrag von durchschnittlich 42,0 kg ermittelt, wobei die extremen Dürreflächen überhaupt nicht gemäht werden konnten. Ohne künstliche Beregnung vieler Wiesen und den Einbezug der Totalschäden wäre das Ertragsmittel noch geringer ausgefallen.

Im überdurchschnittlich fruchtbaren Sommer 1977 war die Produktivität rund 18 kg pro Are höher als 1976.

Auf den ersten Blick ist der Ertragsausfall in beiden Jahren gleich gross. Dies stimmt nur in bezug auf die absolute Grösse. Bei den Nachtaxationen wurden in den entsprechenden Geländekammern im Mittel folgende Anzahl Hirsche gezählt:

1976: 46 Husche    1977: 34 Hirsche

Die deutliche Abnahme der Hirschpopulation infolge einer grossen Jagdstrecke im September 1976 sowie eines Wintersterbens 1976/77 läuft parallel zur Abnahme des relativen Ertragsausfalls von 19% auf 13%.

Eine direkte Korrelation zwischen den beiden Messgrössen Äsungsbelastung und Wildschaden ist damit noch nicht nachgewiesen, da wir die Aufenthaltsdauer der Hirsche auf den Wiesen nicht kennen.

Warum sich die vermutete kleinere Äsungsbelastung nicht auch auf den absoluten Ertragsausfall auswirkt, wird in Kapitel 4.9 diskutiert.

## 4.6 Ertragsunterschiede beim Emdschnitt

### Resultate sämtlicher Messstellen

Das Klima lässt in höheren Lagen nur einen Schnitt zu. Auf den meisten Wiesen oberhalb **Vnà** und Tschier sowie im Val **S-charl** kann kein Emd gewonnen werden. Auch manche **Magerwiesen** auf **flachgründigen** Böden der Talbereiche sind einschürig. Daher konnte ich nur auf knapp der Hälfte aller Messstellen eine Ertragsmessung am Emd vornehmen, nämlich auf 17 im Jahre 1976 und auf 14 mit 25 **Vergleichsflächen** im Jahre 1977.

Die Abbildung 10 gibt Auskunft über die Verteilung der Ertragsunterschiede zwischen Einzäunung und Vergleichsfläche.

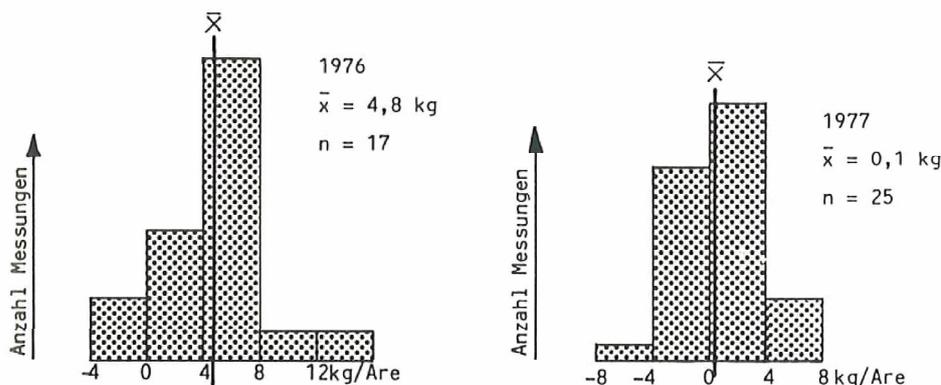


Abb. 10: Ertragsunterschiede beim Emdschnitt.

Wie schon beim Heuschnitt war auch beim Emdschnitt 1976 nochmals ein deutlicher Ertragsausfall von beinahe 5 kg pro Are zu verzeichnen.

1977 wuchs hingegen auf den Vergleichsflächen im Mittel gleich viel Emd wie in den **Einzäunungen**. Die rechnerische Abweichung von Null, **0,1** kg, liegt weit unter der Messgenauigkeit.

### Resultate vollständiger Messreihen

Betrachtet man zur besseren Vergleichbarkeit nur die Daten vollständiger Messreihen, ergibt sich folgendes Bild.

Tabelle 3: Erträge und Ertragsunterschiede beim Emdschnitt im Durchschnitt von 8 Messstellen.

	Einzäunung	Vergleichsfläche	Ertragsausfall	
1976	29,9 kg	24,8 kg	5,1 kg	17%
1977	15,7 kg	15,4 kg	0,3 kg	-
Ertragsunterschied 76/77	14,2 kg	9,4 kg		

Trotz des kleinen Stichprobenumfangs weichen die Mittelwerte nur unwesentlich von denen sämtlicher Messstellen ab.

1976 folgte auf die Dürre ein regnerischer Spätsommer und Herbst. Nach Angabe der Zentralstelle für Ackerbau in Landquart (ZWEIFEL mdl.) konnten die Pflanzen ein grosses Potential verfügbarer Nährstoffe nutzen. Die gute Nährstoffversorgung und viel Feuchtigkeit brachten auf den zweischürigen Wiesen der Tallagen einen überdurchschnittlichen Emdrertrag.

Der Kälteeinbruch mit Schnee in der Höhe veranlasste einen Grossteil der Hirschpopulation, die Sommereinstände vorzeitig zu verlassen. Ab Ende August konnten wir zahlreiche Hirsche anhand frischer Losung sowie auf nächtlichen Kontrollfahrten mit dem Scheinwerfer auf den Talwiesen nachweisen. Wie im Frühling bevorzugten sie abgelegene waldnahe Fettwiesen. Mancherorts entstanden so grosse Schäden, dass sich der Emderschnitt nicht mehr lohnte und Parzellen zur Beweidung freigegeben wurden.

Der Ertragsausfall von 5,1 kg pro Are ist nach dem t-Test für gepaarte Stichproben signifikant ( $P < 0,001$ ). Mehrere besonders schlimme Schadenfälle konnten dabei gar nicht erfasst werden, da der Ertrag der besten Vergleichsfläche nicht mehr erhoben werden konnte.

Der warme, trockene Spätsommer 1977 brachte nach der grossen Heuernte einen geringeren Emdrertrag. Die Rothirsche fanden bis in den November hinein auf den subalpinen und alpinen Weiden reichlich Äsung. In den Tallagen wurden sie zur Zeit des Emderschnittes nicht beobachtet. Im Gegensatz zum Vorjahr war auch die Jagdstrecke sehr klein, da sich die Rothirsche in den hochgelegenen Banngebieten und vor allem im Schweizerischen Nationalpark der Bejagung entziehen konnten.

Nur Standwild, Rehe, Feldhasen und vereinzelte Hirsche ästen auf den Talwiesen. Ihr punktueller Einfluss wurde aber nicht erfasst, da die grossräumige Verteilung der Messstellen eine flächenhafte Beisung voraussetzt. Der Ertragsunterschied von 0,3 kg pro Are ist lediglich das Ergebnis der grossen standörtlichen Ertragsschwankungen und der kleinen Anzahl Messstellen.

#### Gesamtertrag zweischüriger Fettwiesen

Die Summen der Heu- und Emdrerträge der **beiden Untersuchungsjahre** führen zu folgenden Schlüssen:

- Auf tiefgründigen, zweischürigen **Fettwiesen** wurden die Dürreschäden beim Heu 1976 durch einen hohen Emdrertrag wenigstens teilweise kompensiert. Auf einschürigen Wiesen **war** eine Kompensation ausgeschlossen.
- Auf **waldnahen**, abgelegenen **Fettwiesen** mit hoher **Äsungsbelastung** verhinderte jedoch der Rothirsch mancherorts diese Kompensation. Damit **kam** der **grosse** Emdrertrag nur jenen Landwirten zugute, welche tiefgründige, **eventuell** künstlich beregnete Fettwiesen ausserhalb der vom Rothirsch bevorzugten Gebiete besaßen.
- Angesichts der mitteleuropäischen Ausmasse der Dürre war **Rauhfutter** überhaupt nicht oder nur zu unrealistischen Marktpreisen erhältlich. Nur durch eine Nutzung sämtlicher sporadisch gemähter **Reserveflächen** und weiterer Vorräte konnten die Berglandwirte diese Situation meistern.

#### 4.7 Vergleiche zwischen Ertragsmessung und Schätzmethoden

Der Wildbestand gehört nicht dem Grundeigentümer, sondern dem Staat (**Jagdregal**). Der Kanton vergütet Wildschäden an landwirtschaftlichen Kulturen. Für **Schäden** auf Gebiet der Parkgemeinden erhält er vom Bund eine **Rückvergütung**. Der Bewirtschafter meldet jeweils seine Ansprüche auf der Gemeindeverwaltung. Die örtliche Schätzungskommission taxiert den Schaden auf dem Feld und entscheidet, ob **zumutbare** Abwendungsmaßnahmen (**Flurwacht**) ausgeführt worden sind.

Auf **Futterwiesen** werden jeweils der mutmassliche Ertrag sowie der **Ertragsausfall** geschätzt. Als Indikatoren für den Ertragsausfall eignen sich von Ende April bis Mitte Juni:

- Spuren von verbissenen Pflanzenteilen
- frische Losung
- sporadische Scheinwerferzählungen in der Nacht
- Nachttaxationen

Spätestens ab Ende **Juni** können diese Hinweise nicht mehr erhoben werden, eine **Wildschadenbegutachtung** durch die Schätzungskommission wird dann problematisch.

Andrerseits ist die objektive **Wildschadenmessung** auf jeder einzelnen Wiese mit einer genügenden Anzahl Einzäunungen viel zu aufwendig. Die Wildschäden auf Futterwiesen müssen daher auch in Zukunft geschätzt werden.

Die vorliegende Arbeit soll den Schätzungskommissionen ihre schwierige Aufgabe erleichtern.

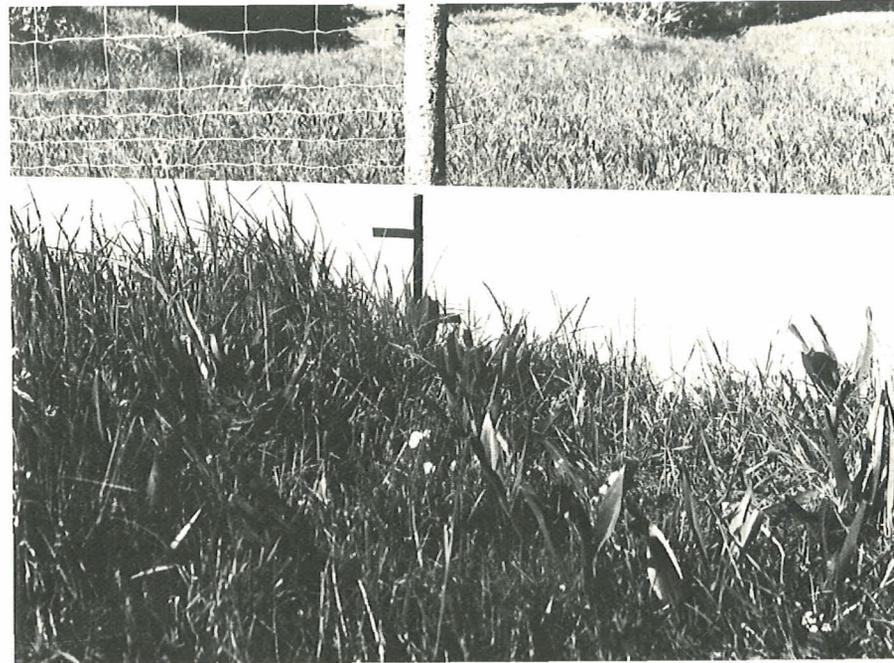


Abb. 11: Gut sichtbarer Wachstumsunterschied etwa 6 Wochen vor dem Heuschnitt.

### Wachstumsunterschied und Ertragsausfall

Zwischen dem 28. Mai und dem 14. Juni 1976 kontrollierte ich alle **Messstellen auf Wachstumsunterschiede** zwischen der **Einzäunung** und der Umgebung.

- 0 bedeutete kein sichtbarer Unterschied
- 1 eindeutiger, aber **schwacher Unterschied**
- 2 starker Unterschied

Solche Unterschiede zeigen sich in der Grashöhe, in der Dichte der Blütenriebe sowie im **Herausragen** der wenig **verbissenen Herbstzeitlosenblätter** (*Colchicum autumnalis*).

Die Heuertragsausfälle dieser drei Klassen erreichten im Durchschnitt folgende Werte:

0 kein <b>Unterschied</b> sichtbar	4,9 kg/Are	15%
1 eindeutiger, aber schwacher <b>Unterschied</b>	6,9 kg/Are	18%
2 starker <b>Unterschied</b>	11,2 kg/Are	26%
alle Klassen zusammen	6,6 kg/Are	17%

Die Einweg-Varianzanalyse (SACHS 1972) bestätigte signifikante Unterschiede zwischen den drei Klassen ( $P < 0,05$ ).

Obwohl ich wusste, dass auf den Wiesen mit Einzäunungen nachts Rothirsche ästen und die Einzäunungen wiesen bereits auf **grosse Ertragsausfälle** hin, waren **mittelgrosse Ertragsausfälle nicht erkennbar**. Sichtbare **Wachstumsunterschiede** um Einzäunungen wiesen bereits auf **grosse Ertragsausfälle** hin. (Abb. 11). Die ohne **Einzäunungen** arbeitenden **Schätzungskommissionen können** sich somit nicht **nur** auf sichtbare **Spuren** an der Vegetation **beschränken**.

### Methodenvergleich beim Heuertrag

Das Jagd- und **Fischereiinspektorat** des Kantons Graubünden stellte mir die Daten der **Wildschadenschätzung** 1976 zur Verfügung. Ein Vergleich dieser Zahlen mit meinen **Ertragsmessungen** gibt Auskunft über die damalige **Schätzpraxis**. **Zur Zeit der Schätzung lagen die Ergebnisse** der Ertragsmessung noch nicht vor. Ich selbst erhielt die **Schätzwerte** erst im Winter 76/77, so dass beide Erhebungen völlig voneinander unbeeinflusst durchgeführt worden sind. Für 23 Messstellen konnte ich die Ertragsmessung und die Ertragsschätzung miteinander vergleichen. Letztere bezieht sich auf das Mittel einer ganzen **Wiesenparzelle**, die Messung hingegen auf eine **Zufallsstichprobe** in dieser Wiese. Daher können die **beiden** Zahlen nicht als Zahlenpaar einer **gepaarten Stichprobe** aufgefasst werden. Sie werden hier vielmehr als Stichprobe aus der gleichen Grundgesamtheit der vom Rothirsch belasteten Futterwiesen aufgefasst.

Der Heuertrag 1976 betrug auf den 23 Messstellen:

- im Mittel der **Einzäunungen** 38,4 kg/Are
- im Mittel der Schätzungen 35,4 kg/Are

Im Kreis Suot **Tasna** lagen die **Schätzungen** unter den Erträgen der Einzäunungen, im **Kreis Sur Tasna** darüber.

Angesichts der **Ausnahmesituation** durch die Dürre stimmten die Werte bei der **Ertragsermittlung** bei **beiden** Methoden erstaunlich gut **überein**.

### Methodenvergleich beim Ertragsausfall

Zu anderen Schlüssen führen **allerdings** die Daten über den Ertragsausfall, also über den eigentlichen Wildschaden am Heuertrag 1976.

- Dieser betrug
- im Mittel der Einzäunungen 6,0 kg/Are
  - im Mittel der Schätzungen 3,6 kg/Are

Vor allem die **Fraktion Vn<sub>a</sub>** gab sich mit bescheidenen Vergütungen zufrieden. Zumindest in den untersuchten mittel bis stark belasteten Wiesen lag die Schätzungspraxis 1976 um einen Drittel zu tief.

Nur in fünf Fällen übertraf die **Schätzung** des Ertragsausfalls den Ertragsunterschied zwischen Einzäunung und Vergleichsfläche, zweimal stimmten die Werte **überein** und **16mal** lag die Schätzung tiefer. Die **Einweg-Varianzanalyse** bestätigte die Signifikanz der Unterschiede zwischen den **beiden** Methoden ( $P < 0,05$ ).

## 4.8 Abklärungen zur Zuverlässigkeit der Ertragsmessungen

### Schutz vor Missbrauch

Durch mehrere Vorkehren war die Messung wirksam gegen den direkten Missbrauch geschützt:

- Die Versuche wurden parallel zur Tätigkeit der amtlichen Schätzungskommissionen durchgeführt. Meine Resultate standen erst mehrere Monate nach den Schätzungen zur Verfügung und konnten vom einzelnen **Landwirt** nicht als (Druckmittel) gebraucht werden.
- Die Erträge wurden immer in **grösseren** Gruppen als Stichproben ausgewertet. Einzeldaten besitzen keine **Aussagekraft**. Ein allenfalls übersehener Missbrauch schlägt bei den Mittelwerten nur wenig durch.
- Eine ertragswirksame Beregnung der Einzäunung würde pro Fläche mehrere Tonnen Wasser benötigen. Sie wäre bei den **Kontrollgängen** sichtbar geworden.
- Auch die Beweidung mit Schafen wurde durch die intensive **Überwachung** der Messstellen verhindert oder wenigstens rechtzeitig erkannt.
- Bodenanalysen, die vor der Versuchung schützten, mit Dünger **Ertragsausfälle** vorzutäuschen.

### Resultate der chemischen Bodenanalysen

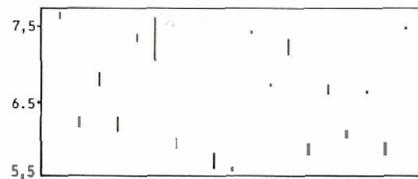
Die Resultate mussten gegen unbeabsichtigte systematische Fehler abgesichert werden. Zu **grosse** Heterogenität verringert die **Aussagekraft** einer **Messstelle**, selbst wenn die **Zufallsauswahl** gewährleistet ist.

In Abbildung 12 wird an vier **Bodenfaktoren** der Unterschied zwischen den **beiden Probenflächen** in bezug auf die **Streuungsbreite** aller Daten der Bodenanalysen dargestellt.

Der pH-Wert der **beiden** Flächen stimmt jeweils sehr gut **überein**. Meistens beträgt der Unterschied  $\frac{1}{10}$  oder  $\frac{2}{10}$ , nur einmal erreicht er  $\frac{3}{10}$ . Auch beim Karbonatgehalt zeigen die Messstellen eine **grosse** Homogenität. In Böden mit einem pH-Wert von unter 6,9 war kein Karbonatgestein mehr nachweisbar.

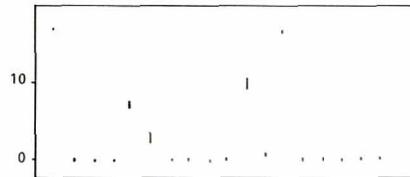
Diese **karbonatfreien** Böden kommen vor **allem** in **Lavin** und in **Susch** im Abschnitt des **Inntals** oberhalb Zernez vor.

Der Nitratgehalt weist nur eine auffällige Abweichung auf: eine Vergleichsfläche enthielt **0,9** mg NO, pro 100 g Trockensubstanz, die Einzäunung dagegen 2,1 mg. Diese Fläche war mir schon im Feld durch extrem hohe **Kunstdünger-** und Mistgaben aufgefallen. Die dunkelgrüne



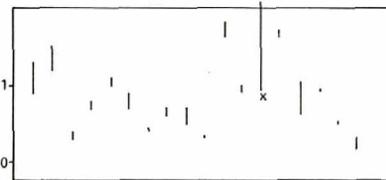
Probeflächenpaare

a) pH-Wert



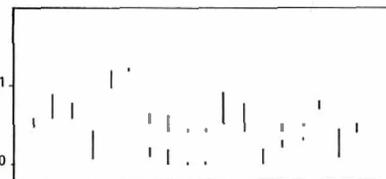
b) Karbonatgehalt in %

Böden unter pH 6.5 sind  
in der Humusschicht  
kalkfrei.



c) Nitratgehalt in mg pro 100g TS

x = für die Wildschaden-  
messung unbrauchbar, da in  
der Einzäunung zuviel  
Nitrat nachgewiesen.



d) Ammoniumgehalt in ng pro 100g TS

Abb. 12: Abweichung der Messwerte frischer Bodenproben von Einzäunungen und Vergleichsflächen. Die meist geringen Abweichungen, an der Balkenlänge erkennbar, dokumentieren die edaphische Homogenität der Messstellen.

Farbe des Grases war ein deutliches Zeichen der **Nitrat-Überdüngung**. Sie liess sich sogar **photographisch** festhalten. Der Kali-Wert erreichte in der Einzäunung sogar das dreifache gegenüber der **Vergleichsfläche**. Selbstverständlich wurde diese Messstelle nicht zur Auswertung verwendet.

Die restlichen Datenpaare zeigten beim Nitratgehalt erheblich geringere Unterschiede. Dasselbe gilt für den Ammoniumgehalt.

Kali- und **Stickstoffdüngung** wirken **ausser** im Extremfall ertragsbildend (KOBLET 1965). Auf **karbonatarmen** Böden trifft dies auch für **Kalk** zu, daher **wird** Thomasmehl als **Kalk/Phosphat-Grunddünger** häufig verwendet.

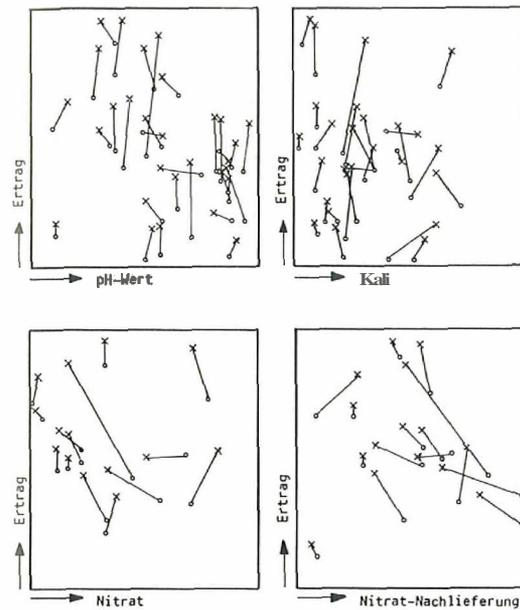


Abb. 13: Erträge von Einzäunungen und Vergleichsflächen im Vergleich mit verschiedenen Bodenfaktoren. Die Ertragsausfälle sind nicht durch Nährstoffunterschiede erklärbar.

In Abbildung 13 werden Erträge und 4 Bodenfaktoren miteinander verglichen. Das x gibt den Ertrag und den Wert des Bodenfaktors in der Einzäunung an, o die beiden Werte für die Vergleichsfläche. In fast allen Fällen wuchs in der Einzäunung mehr als auf den Vergleichsflächen. Punkt x liegt oberhalb Punkt o; je länger die Strecke zwischen beiden Punkten ist, desto grösser ist der Ertragsunterschied.

Wenn der Mehrertrag durch die stärkere Düngung der eingezäunten Fläche verursacht worden wäre, müssten die meisten x deutlich rechts von den dazugehörigen o liegen, was jedoch nicht der Fall ist. Schaut man, wie häufig ertragsbildende Faktoren in der Einzäunung höhere, gleich hohe oder niedrigere Werte aufweisen (Tab. 4), zeigt sich eher das Gegenteil: der Nitratgehalt war in der Vergleichsfläche meistens grösser als in der Einzäunung.

Karbonate und Kali sind ausgeglichen. Einzig beim Ammonium war nach einer «Bebrütung» in der Feuchtkammer der gegenteilige Effekt etwas häufiger. Die Auflistung bekräftigt diese Aussage:

Tabelle 4: Unterschiede in der Konzentration von 7 Bodenfaktoren. Messstelle mit Düngermisbrauch weggelassen. Nitrat 2, Ammon 2: Wert nach 6 Wochen Aufenthalt in der Feuchtkammer.

	pH	Karbonate	Kali	Nitrat	Ammonium	Nitrat 2	Ammon 2
Einzäunung < Vergleichsfläche	8	5	12	10	6	13	3
Einzäunung = Vergleichsfläche	10	22	1	4	4	2	8
Einzäunung > Vergleichsfläche	13	3	15	3	7	2	6

igen und Vergleichsflächen. tieren die edaphische Homoge-

g. Sie liess sich sogar photo- gar das dreifache gegenüber nicht zur Auswertung ver-

ringere Unterschiede. Das-

igsbildend (KOBLET 1965). homasmehl als Kalk/Phos-

Die Auswertung der Daten der chemischen Bodenanalysen ergab nicht die geringsten Anhaltspunkte, **ertragsbildende** Faktoren wie Düngung und Nutzung könnten die ausgewiesenen Mehrerträge in den Einzäunungen verursacht haben.

#### Verdunstungsmessungen und Blindproben

Die **Verdunstungsmessungen** wurden bei einer dem Wind voll ausgesetzten Messstelle **im** Talboden von **Susch** durchgeführt. Über dem Gras, auf etwa **60 cm** Höhe, konnte an sonnigen Tagen mit starkem **Malojawind** in der Einzäunung eine etwa 8% niedrigere Verdunstung gemessen werden. Sie muss auf die **Bremswirkung** des **Windes** durch das **Knotengitter** erklärt werden. Gesamthaft beeinflusste diese **Minderverdunstung** die Ertragsmessungen nicht, denn nur wenige Messstellen waren dem **Wind** derart deutlich ausgesetzt. Zudem traten **ertragswirksame Wasserdefizite** nur in Abschnitten der Wachstumsperiode und auch dann nur auf unbewässerten exponierten Messstellen auf.

Die **Blindproben** bestätigten diese Aussage. Die Ertragsunterschiede zwischen Einzäunung und **Vergleichsfläche** waren viel geringer, als der Messfehler dies erwarten liess.

Auch der Emdschnitt **1977** führte zum selben Ergebnis: ohne **Beäsung** der Wiesen sind die Erträge in Einzäunungen gleich gross wie in Vergleichsflächen. Durch die Kontrollen und die **durchgeführten** Testserien kann bewiesen werden, dass die Ertragsmessungen **zuverlässig** Auskunft über die **Ertragsausfälle** auf den untersuchten Fettwiesen geben.

## 4.9 Diskussion

Während zu **Wildschäden** in Wäldern zahlreiche Wrschiungsarbeiten vorliegen, sind Publikationen über Wildschäden im Grünland nur spärlich vorhanden. Von Wldlhasen abgefressene Salatfelder, von Wildschweinegepflügte Kartoffeläcker oder Maisfelder oder **durch Rothirsche** abgeäste zertrampelte Raps- und Maiskultiven finden nur lokales Interesse.

Quantitative Untersuchungen über Wildschäden **auf** Futterwiesen **wurden** meines Wissens noch nie durchgeführt. Aber **auch** ohne gesicherte Nachweise wurden schon früh **Abwehrmassnahmen** gegen Wildschäden im Grünland getroffen. Neben der häufigsten Massnahme, der verstärkten Bejagung, sei die Errichtung eines **20 km** langen Wildzaunes im Berchtesgadener Land erwähnt (**SCHRÖDER 1977**). In Graubünden **wird** versucht, durch nächtliche **Flurwachen** die Rothirsche am **Äsen im Kulturland** zu hindern.

Für eine erstmalige Untersuchung der Wildschäden auf Futterwiesen fand ich **im Unterengadin** und **im Münstertal** ideale Verhältnisse vor: auf kleinem **Raum** treten die Rothirsche in **grosser**, voraussehbarer Dichte nachts auf die Futterwiesen aus. Dank der Nachtaxationen und der Angaben der ansässigen Bevölkerung war die Lage der exponierten Wiesen bekannt.

Nicht voraussehbar war hingegen, ob Ertragsunterschiede überhaupt auftreten und ob diese mit **einem** begrenzten **Aufwand** nachweisbar sind.

Die Ertragsausfälle entstehen durch die Beäsung der Wiesen während der **Begrünungszeit**, etwa zwei Wochen nach dem Ausapern, bis zur Begrünung der subalpinen Weiden. Die Schadenperiode dauert somit lediglich die ersten **zwei bis vier Wochen der Vegetationszeit** und von Fall zu Fall zwei bis drei Wochen vor dem Emdschnitt. Der **Grossteil** der **Biomasse** wächst erst nach der Beäsungszeit.

Angesichts der grossen **Heterogenität** in der Wuchsisleistung vieler Naturwiesen (**WERMKE 1962**) war **nicht** sicher, wie sich eine **fleckenweise** Verteilung der **Äsungsflächen** auf den Wiesen

b nicht die geringsten An-  
können die ausgewiesenen

gesetzten Messstelle im Tal-  
he, konnte an sonnigen Ta-  
gere Verdunstung gemessen  
notengitter erklärt werden.  
ungen nicht, denn nur we-  
em traten ertragswirksame  
ann nur auf unbewässerten

iede zwischen Einzäunung  
warten liess.

äsung der Wiesen sind die  
rch die Kontrollen und die  
messungen zuverlässig Aus-  
ben.

ten vorliegen, sind Publika-  
on Feldhasen abgefressene  
elder oder durch Rothirsche  
Interesse.

en wurden meines Wissens  
en schon früh Abwehrmass-  
igsten Massnahme, der ver-  
s im Berchtesgadener Land  
nächtliche Flurwachen die

sen fand ich im Unterenga-  
eten die Rothirsche in gros-  
er Nachtaxationen und der  
n Wiesen bekannt.  
aupt auftreten und ob diese

hrend der Begrünungszeit,  
alpinen Weiden. Die Scha-  
ler Vegetationszeit und von  
il der Biomasse wächst erst

er Naturwiesen (WERMKE  
ngsflächen auf den Wiesen

auswirken würde. Die beiden Faktoren zusammen hätten den Nachweis tatsächlich vorhandener Ertragsausfälle verhindern können, da die Anzahl der Messstellen aus ökonomischen Gründen beschränkt war.

Beide Möglichkeiten traten nicht ein;

Durch die Beäsung während der Begrünungszeit der Futterwiesen werden die ersten Blätter und die noch kurzen Triebe der Gräser abgerissen. Die Wachstumsverzögerung nach dieser Beschädigung genügt offenbar, um die nachgewiesenen Ertragsausfälle beim Heu hervorzurufen (Abb. 14). Damit kann auch der grössere Heuertragsunterschied in kg pro Are im zweiten Untersuchungsjahr erklärt werden.

Wenn die Rothirsche Ende August oder Anfang September vorzeitig die Talwiesen aufsuchen, äsen sie wiederum das frisch nachgewachsene Gras der zweischürigen Wiesen und das Futter tiefliegender Magerwiesen und Weiden.



Abb. 14: Durch den Verbiss entsteht eine Wachstumsverzögerung, welche nicht mehr eingeholt werden kann.  
Repräsentative Einzeltriebe wichtiger Futterpflanzen aus der Einzäunung (links) und aus der Vergleichsfläche (rechts).

Da die Rothirsche somit zu Zeiten mit geringer Biomasse auf den Futterwiesen diese **beäsen**, ist der Weideeffekt ziemlich **gleichmässig**. Unter diesen Umständen genügt schon eine **kleine** Zahl sorgfältig ausgesuchter **Messstellen**, etwa 10 bis 20 Stück, um Ertragsausfälle **nachzuweisen**.

Dass diese **Ertragsausfälle** auf den betroffenen Wiesen beträchtliche Ausmasse annehmen, geht aus den Kapiteln 4.5 und 4.6 **hervor**. Allein die Ausfälle am Heuertrag pro **Hektare Futterwiese** entsprechen etwa 50 Tagen Rauhfutterbedarf für eine Milchkuh (**Auskunft der Landwirtschaftlichen Schule Plantahof**). Nimmt man einen **Gestehungspreis** von Fr. -.30 pro Kilogramm Trockensubstanz, betragen die Verluste beim Heu 200 bis 300 Franken pro Hektare bei mittel bis stark belasteten Futterwiesen.

**Messstellen auf hochbelasteten** Futterwiesen ob Tschier, in S-charl und ob Zernez **führen** zum Schluss, **dass die Ertragsausfälle im** Extremfall sogar 15 bis 20 kg pro Are oder ein Viertel bis ein Drittel des Gesamtertrages ausmachen **können** (VOSER 1979).

Die Resultate der vollständigen **Messreihen** in den Tabellen 2 und 3 dokumentieren die beträchtlichen **Ertragsunterschiede** auf den Futterwiesen zwischen einem trockenen und **einem** feuchten Sommer. Die Landwirte begegnen diesen Naturereignissen durch die Anlage genügender **Futternvorräte** und durch die **Nutzung von Reserveland** in den schwerer **zugänglichen** **einschürigen** Maiensässen (ROHNER 1972). Gerade in schlechten Jahren wirken **aber** mehrere **Ereignisse** kumulativ: die Wildschäden sind **anteilmässig** höher, deren Kompensation wird aufwendiger oder unmöglich, die Fleischpreise sinken, und die Rauhfutterpreise steigen. Zum Beispiel werden im Dürrejahr 1976 für **Ballenheu Phantasiepreise über** Fr. -.60 pro Kilogramm bezahlt.

Über die **Rauhfutterqualität** wurden keine Untersuchungen durchgeführt. Nach KOBLET (1965) steigt bei einer Erhöhung der **Schnittzahl** der Ertrag an **Eiweiss**, während die **Erträge** an **Trockensubstanz** und an **Stärkeeinheiten** sinken. Im Gegensatz **zu den Schnittversuchen** **reduziert** jedoch die **Beäsung** die festgestellten Mengen der Biomasse. Eine Kompensation des **Eiweisses** durch **vermehrte Pflanzenleistungen** ist unwahrscheinlich. Selbst ein **leicht** erhöhter **Eiweissertrag** würde die **Ertragsausfälle** nicht ersetzen, da ja auch die übrigen Bestandteile **des** Rauhfutters für die **Ernährung des** Viehs notwendig sind.

Die **Vegetationsaufnahmen** wurden nicht **detailliert** ausgewertet. Der **Beäsungsdruck** auf die Futterwiesen ist zu klein, um deutliche Sukzessionen auszulösen. Feinere Veränderungen im Pflanzenbestand können in einer zweijährigen **Versuchsperiode** nicht erfasst werden.

#### 4.10 Zusammenfassung

Auf Futterwiesen des Unterengadins und des **Münstertales** wurden Ertragsausfälle am Heu- und am Emdrertrag **zweier** Jahre gemessen.

Die Messstellen wurden auf Wiesen errichtet, welche **regelmässig** durch Rothirsche mittel bis stark **beäst** wurden. Vom Rothirsch wenig oder nicht aufgesuchte Wiesen wurden nicht **einbezogen**.

Die **Beäsung** einer kurzen Periode im Frühjahr verursacht nachweisbare **Ertragsausfälle** an Heugras. Im **Dürrejahr** 1976 wurden Ausfälle im Mittel von 6,6 kg pro 100 m<sup>2</sup> gemessen, im feuchten Jahr 1977 betrug sie 7,6 kg pro 100 m<sup>2</sup>. Dies entsprach im ersten Jahr 17%, im zweiten Jahr 12% der Produktion.

Auf Wiesen mit zwei Ernten entstand 1976 ebenfalls ein Emdrertragsausfall, nämlich 4,8 kg pro 100 m<sup>2</sup>. **Im** folgenden Jahr kehrten die Rothirscheerst im Spätherbst nach dem Emderschnitt in die Tailagen zurück. Daher entstand kein Ertragsausfall.

## 5. SUBALPINE UND ALPINE WEIDEN MIT HOHER ÄSUNGSBELASTUNG

### 5.1 Methoden

Auf Alpweiden ist die Untersuchung der **Äsungsbelastung** viel schwieriger als auf **Futterwiesen**. Weiden und alpine Rasen bestehen aus einer Vielzahl verschiedener Pflanzengesellschaften, welche separat betrachtet werden müssen (BRAUN-BLANQUET 1948).

Die Untersuchungsdauer ist auf die Zeit zwischen **Äusaperung** und **Alpbestossung** beschränkt. Allfällige Vegetationsveränderungen durch die **Beäsung** können nur in langjährigen Beobachtungsreihen erfasst werden. Aus diesen Gründen begnügte ich mich mit einer groben Bearbeitung des **Teilh abitats** der alpinen und der subalpinen Sommereinstände.

Im Ofenpassgebiet lieferten die **Nachttaxationen** Angaben über Rothirschdichten im Frühling. Direktbeobachtungen gaben Aufschluss über die Sommerverteilung. Dabei konnte ich die Angaben von meinen **beiden** Kollegen sowie diejenigen der Wildhüter und der Parkwächter verwenden. Die Losung und die **Äsungsspuren** an der Vegetation geben weitere Auskünfte über die **Äsungsintensität** auf Alpweiden. Zusätzlich wurden an sechs Orten kleinere Einzäunungen errichtet. Sie gaben Aufschluss über die Vegetationsentwicklung mit und ohne **Äsungsbelastung** und ermöglichten ein paar rudimentäre Produktivitätsmessungen mit zufällig ausgewählten **40×40 cm** grossen **Stichprobeflächen**.

### 5.2 Resultate

Im Frühjahr, während Schlechtwetterperioden im Sommer und im Spätherbst äsen die Rothirsche vorzugsweise auf subalpinen Weiden. Diese sind vom Menschen angelegte Pflanzengesellschaften innerhalb des natürlichen Waldareals. Dank **längerer** Wachstumsperiode und **tiefgründigeren** Böden produzieren die meisten subalpinen Weiden wesentlich mehr Biomasse pro Fläche als alpine Weiden.

Ausserhalb des Nationalparks werden folgende Alpweiden von Rothirschen häufig aufgesucht:

- Varusch bis Chabels, Gemeinde **S-chanf**
- Selva, Laschadura und Ivrainna, Gemeinde Zernez
- **Plavna**, Gemeinde Tarasp
- **Tavrü**, **Tamangur** und Praditschöl, Gemeinde Scuol
- Mora und Buffalora, Gemeinde **Tschier**

Innerhalb des Nationalparks befinden sich nur wenige, vorwiegend kleine Weideflächen in der subalpinen Höhenstufe:

- Praspöl, Il Fuorn, Stabelchod, Champlönch, **Grimmels** und die Alp La Schera im Ofenpassgebiet
- **Purcher** und Alp **Trupchun** im Val Trupchun
- Plan **Minger** im Val Minger

Die erwähnten subalpinen Weiden werden zeitweise sehr stark beäst. Das zeigen schon die wenigen Zahlen aus den Nachttaxationen **1973** bis 1977. Auf den rund drei Hektaren **grossen** Flächen von Il Fuorn bis Stabelchod wurden **47** bis **198 Rothirsche** gezählt. Der Mittelwert betrug **123** Stück.

Die Spuren auf den subalpinen Weiden im Nationalpark sind unübersehbar. Mit Losung dicht übersät sind diese Waldlichtungen. Die Grasdecke besteht an den meisten Stellen aus einem 2 bis 5 cm hohen Raaen. **Nur** um Gruppen von **Disteln** (*Cirsium sp.*), Eisenhut (*Aconitum sp.*) oder anderen gemiedenen **Pflanzen** wird die **Grasdecke** höher.

Da die **intensive Beäsung** während der **schneefreien Zeit anhält**, kommen die Gräser und die Kräuter wenig **zum Blühen**.

Diese Situation dauert bereits mehrere Jahrzehnte an. Schon Stüssi (1970) erwähnt die zunehmend stärkere Belastung in den 50er und 60er Jahren.

Anhand der **Einzäunungen** konnte die **Wirkung** der Beäsung **eindrücklich** gezeigt werden.

Auf **Il Fuorn** war am 2. September 1977 um die Einzäunung eine lückige, etwa 10 cm hohe **Grasdecke** vorhanden. In der Einzäunung wuchs hingegen eine dichte, etwa 20 cm hohe **Vegetation**. Je zwei 40×40 cm **grosse Zufallsstichproben** wiesen einen **Ertragsunterschied** von umgerechnet 9,6 kg pro Are auf.

In allen Einzäunungen waren bedeutend mehr blühende Triebe sichtbar **als** auf der **Vergleichsfläche**. Die Daten einer **Messstelle** auf **Ivraina** sollen diese Beobachtungen **veranschaulichen**:

Tabelle 5: Anzahl Blütentriebe auf zufällig ausgewählten eingezäunten und ungeschützten Kleinflächen

		Einzäunung	Vergleichsfläche
Alpenrispengras	<i>Poa alpina</i>	316	69
Wohlriechendes Geruchsgras	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	83	22
Mittleres Zittergras	<i>Briza media</i>	49	23
Alpen-Lieschgras	<i>Phleum alpinum</i>	10	0
Schwingel	<i>Festuca spec.</i>	66	25
Feld-Hainsimse	<i>Luzula campestris</i>	54	5
Braun-Klee	<i>Trifolium badium</i>	20	0
Wiesen-Klee	<i>Trifolium pratense</i>	55	11
Hornklee	<i>Lotus corniculatus</i>	14	9
Scharfer Hahnenfuss	<i>Ranunculus acris</i>	25	0
Niedriges Labkraut	<i>Galium pumilum</i>	131	26
Vergisameinnicht	<i>Myosotis sp.</i>	37	0
Bärtige Glockenblume	<i>Campanula barbata</i>	22	3
Steifhaariger Löwenzahn	<i>Leontodon hispidus</i>	162	56
Gold-Pippau	<i>Crepis aurea</i>	10	8
Öhrchen-Habichtskraut	<i>Hieracium auricula</i>	19	8

Der Ertragsunterschied betrug 1977 an dieser Messstelle 7,1 kg Trockensubstanz pro Are.

Auf den Plan **Minger** wurde in der Einzäunung **ein** Mehrertrag **von** 6,8 kg pro Are ermittelt.

**Im Übergang zur** alpinen **Höhenstufe** über der Alp **Trupchun** wurden wie auf der subalpinen Alp Ivraina in der Einzäunung bedeutend **mehr blühende Triebe gefunden** als in der Vergleichsfläche.

In diesem **stillen** Gebiet finden wir auch mehrere frische **Erosionsflächen** in den **sehr stark** belegten **Sommereinständen** des Rothirsches.

unübersichtbar. Mit Losung an den meisten Stellen aus *Viola sp.*, Eisenhut (*Aconitum napellus*), Eisenhut (*Aconitum napellus*).

kommen die Gräser und die

(1970) erwähnt die zunehmende

deutlich gezeigt werden. Die lückige, etwa 10 cm hohe Vegetation, etwa 20 cm hohe Vegetationsunterschied von umge-

de sichtbar als auf der Vegetationsunterschieden veranschaulicht.

und ungeschützten Kleinflächen

Fläche	Vergleichsfläche
69	
22	
23	
0	
25	
5	
0	
11	
9	
0	
26	
0	
3	
56	
8	
8	

Trockensubstanz pro Are. von 6,8 kg pro Are ermittelt. Wie auf der subalpinen Ebene als in der Vergleichs-

flächen in den sehr stark



Abb. 15: Neu entstandene Erosionsfläche auf einer Alp mit starker Sommerbeweidung im Val Trupchun.

### 5.3 Diskussion

Die Alpen haben im Engadin und im Müstertal eine unverändert grosse Bedeutung. Die Alpenwirtschafter ermöglichen dem Talbetrieb eine Vergrösserung der Viehbestände um etwa ein Viertel (STAUFER und STUDACH 1975). Zusätzlich entlastet sie den Landwirt während der Sommerzeit. Die Sömmerung von Fremdvieh aus dem Unterland ermöglicht die rationellere Auslastung der Alpbetriebe. Die Bestossung der Alpen erhält die landwirtschaftliche Vielfalt der Kulturlandschaft (ROHNER 1972).

Das Untersuchungsgebiet inklusive der Gemeinde S-chanf besitzt etwa 35000 Hektaren genutztes Weideland (WERTHEMANN und IMBODEN 1982).

Durch die grossen Rothirschbestände werden die im Kapitel 5.2 erwähnten Weiden zum Teil sehr stark betroffen.

Die belasteten Alpen ausserhalb des Schweizerischen Nationalparks haben insgesamt eine Fläche von 1500 bis 2500 Hektaren. Der grösste Teil dieser Alpen liegt in der subalpinen Höhenstufe auf überdurchschnittlich produktiven Böden.

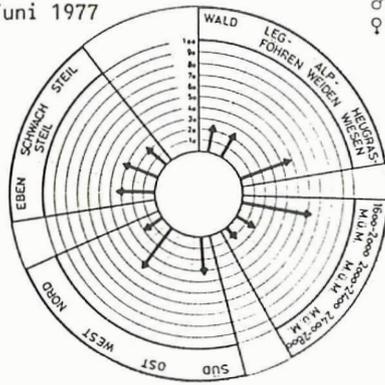
Über die Standortbevorzugung der Rothirsche in den Sommereinständen gibt die Abbildung 16 Auskunft. Sie wurde einem Jahresbericht zum Hirschprojekt (BUCHLI et al. 1979) entnommen.

Im Juni waren nach einem schneereichen Winter die Alpweiden noch nicht ergrünt. Im Juli wurden die meisten Rothirsche auf den subalpinen und am unteren Rand der alpinen Weiden beobachtet. Die Hirschkuhe bevorzugten die tieferen Lagen, während die Stiere mehrheitlich in die obere alpine Stufe zogen. Schon im August begannen die Stiere mit dem Rückzug aus den oberen Lagen in das Gebiet zwischen 2000 und 2400 m ü. M.

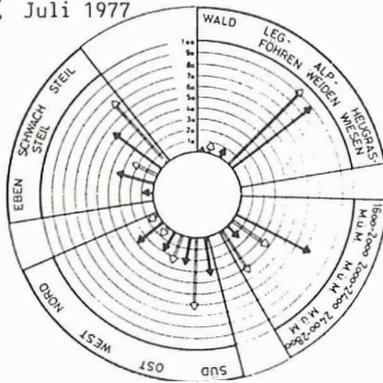
Im Nationalpark liegen etwa 6500 ha alpine Rasen, Felsfluren und Schuttfelder oberhalb 2400 m ü. M., die Zone von 2000–2400 m ü. M. ist im Nationalpark etwa 7000 ha gross. Dazu kommen die erwähnten parknahen Weiden mit einer Fläche von 1500 bis 2500 ha.

1977 meldete die Eidgenössische Nationalparkkommission einen Sommerbestand von 1700 Rothirschen, 1014 Gemsen und 144 Steinböcken.

Juni 1977

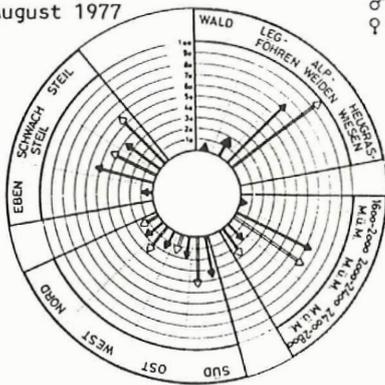


Juli 1977



NUR ♂ STICHPROBE ZU KLEIN

August 1977



Sept. 1977

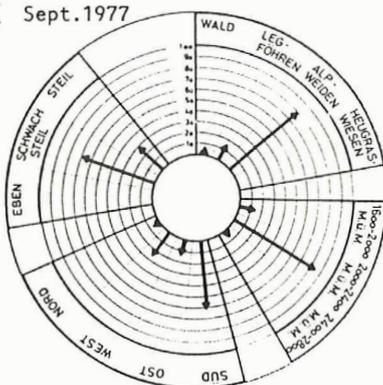


Abb. 16: Standortbevorzugung adulter Hirsche in verschiedenen Monaten.

1979 wurden sogar 2400 Rothirsche, 1110 Gemsen und 167 Steinböcke angegeben. Den Rothirschen dient dieses 15000 bis 16000 ha grosse Areal als Sommereinstandsgebiet, Gemsen und Steinböcken als Ganzjahreshabitat. Letzteren ist aber im Winter nur ein Teil dieser Fläche sowie ein kleiner Teil des Waldareals zugänglich (HOFMANN und NIEVERGELT 1972).

Zudem besteht etwa die Hälfte des Rothirsch-Sommereinstandsgebietes aus äsungsarmen Schutt- und Felsfluren, Schneefeldern und Firneis. Damit stehen effektiv nur 7000 bis 8000 ha waldfreie Äsungsflächen zur Verfügung. 1979 ernährten sich auf 100 ha dieser Alpweiden:

- 32 Rothirsche
- 15 Gemsen
- 2 Steinböcke

Die Zählungen auf II Fuorn und im Val Trupchun (Kapitel 8.1.) zeigen, dass örtlich noch höhere Werte vorkommen. Solche lokalen Konzentrationen sind auch in Wintereinständen am Eingang des Val Trupchun beobachtet worden (HOFMANN und NIEVERGELT 1972).

In südexponierten Lawinenzügen wurden durchschnittliche Dichten bis 159 Stück Rothirsche auf 40 ha ermittelt. Die starke Beweidung hat mehrere Auswirkungen auf die Vegetation:

- Die Anzahl der Triebe und die **Blütenzahl** pm Fläche nimmt bei den meisten Arten **ab**. Dadurch steht **blütenbesuchenden** Insekten weniger Nahrung zur **Verfügung**. Gleichzeitig nimmt die **Samenproduktion** ab. Für **samenfressende Vögel** und **Kleinsäuger** verkleinert sich die **Nahrungsmenge** ebenfalls.
- Ob diese Abnahme die **Artenvielfalt** der Fauna oder sogar der Flora des Schweizerischen Nationalparks vermindert, **wurde** nicht untersucht. Immerhin sind Taxa mit zahlreichen **blütenbesuchenden** Arten ein besonders vielfältiger Bestandteil der **Insektenfauna** des Nationalparks (Wissenschaftlicher Führer 1976).
- In der subalpinen **Höhenstufe** tritt die starke Beäsung durch die Rothirsche auch landwirtschaftlich in Erscheinung. Diese Tätigkeit verhindert auf den meisten Weiden seit Jahrzehnten die natürliche Wiederbewaldung der anthropogenen Waldlichtungen. Dadurch wird die landwirtschaftliche **Vielfalt** erhalten, **was** aus unserer Sicht positiv zu werten ist.

## 5.4 Zusammenfassung

Vier bis fünf Monate halten sich die Rothirsche in den Sommereinständen auf. Diese liegen für den **grössten** Teil der untersuchten Population auf den subalpinen und den alpinen Alpweiden im Schweizerischen Nationalpark und in angrenzenden Gebieten.

Vor allem die Weiden unterhalb **2200 m ü. M.** werden sehr stark beäst. Dadurch wird die **Blütenbildung** der Pflanzen vermindert, und auf den betroffenen bewirtschafteten Alpen entstehen beträchtliche **Ertragsausfälle**. Gleichzeitig verhindert die Beäsung den natürlichen **Wiederbewaldungsprozess** auf den subalpinen Weiden des Nationalparks.

## 6. UNTERSUCHUNGEN AM JUNGWUCHS MONTANER UND SUBALPINER WÄLDER

### 6.1 Ziele und Rahmenbedingungen

Unter Wildschäden versteht der Förster: Verbiss an jungen Bäumchen, insbesondere Verbiss des Gipfeltriebes, Fegschäden am Stämmchen junger Bäume und das Schälen der Baumrinde. Wildschäden in Wäldern können nur beschränkt mit finanziellen Mitteln abgegolten werden. Vergütungen erhalten Waldbesitzer im **Untersuchungsgebiet** nur unter besonderen Umständen. Die zentrale Bedeutung der natürlichen Walderneuerung wird dennoch nirgends ernstlich in Frage gestellt.

Über dieses Problem liefen gleichzeitig verschiedene Arbeiten, welche miteinander koordiniert waren. FELIX NÄSCHER studierte am Institut für Waldbau die langfristige Entwicklung der Verbissintensität und den **Einfluss** des Rothirsches auf **Verjüngungszentren** im Fichtenwald (NÄSCHER 1979). Ich versuchte, die aktuelle **Wildschadensituation** grossflächig darzustellen. CHRISTA MOSLER-BERGER verglich in zwei **Testgebieten** die Wildschadensituation mit der **Raumnutzung** des Rotwildes in Wintereinständen (BERGER 1979).

Meine Fragestellung lautete:

- Wie sieht die gegenwärtige **Jungwuchs-** und Wildschadensituation in den Wäldern des **Unterengadins** aus?

öcke angegeben. Den **Rotstandsgebiet**, Gamsen und ein Teil dieser **Fläche** sowie FELT 1972).

**gebietes** aus äsungsarmen aktiv nur **7000 bis 8000 ha** 10 ha dieser Alpweiden:

zeigen, dass örtlich noch h in Wintereinständen am VERGELT 1972).

n bis 159 Stück Rothirsche gen auf die Vegetation:

- Wie ist diese aus **waldbaulicher** und aus wildbiologischer Sicht zu beurteilen?
- Welche Massnahmen zur **Sicherung** der Walderneuerung drängen sich auf?

Die Feldarbeit musste 1976 und 1977 im Zusammenhang mit den übrigen Untersuchungen des Proget **d'ecologia durchgeführt** werden. An den Aufnahmen waren folgende Mitarbeiter **und** Studenten der Universität Zürich beteiligt: R. WEY, CH. **MOSLER-BERGER**, R. BAUMBERGER. Kreis- und Revierförster halfen bei der Auswahl der Kartierungsgebiete mit und bereicherten die Diskussionen mit ihrer umfassenden **waldbaulichen** Erfahrung.

## 6.2 Methode

Im Sommer 1976 erprobte ich eine Aufnahmemethode zur grossflächigen und gleichzeitig differenzierten Erfassung der aktuellen Wildschadensituation am **Waldjungwuchs**.

Bei über 20000 ha **Waldfläche** und möglichen Jungwuchsdichten von mehreren tausend Bäumchen pro Hektar (**KURTH** et al. 1960) fielen Vollaufnahmen **grosser** Waldflächen **ausser** Betracht.

Vom wichtigsten Verursacher ausgehend, wurden **zuerst** drei typische Belastungskategorien definiert:

- Wälder, die dem Rothirsch nur als Sommereinstände dienen.
- Wälder, welche erst seit wenigen Jahrzehnten stark **als** Wintereinstände genutzt werden.
- Seit mehreren Jahrzehnten stark belegte Wintereinstände.

Forstämter und Wildhüter halfen mir, diesen drei Belastungskategorien entsprechende **Untersuchungsgebiete** auszuwählen. Sie sind in Abbildung 17 und in Tabelle 6 beschrieben.

Für eine **Vollaufnahme** der **Waldverjüngung** waren auch diese Gebiete noch zu gross. Eine stichprobenweise Erhebung drängte sich daher auf.

Für die Berechnung des **Holzvorrates**, des Zuwachses und weiterer Daten der **Forstinventur** waren Stichprobenverfahren bereits mehrmals angewandt worden (**KURTH** et al. 1960, **BURSCHEL** et al. 1977).

Im Kanton **Schwyz** und im Berner Oberland existierten bereits permanente Stichprobenetze (**GADOLA** und **LANGENEGGER** 1981).

An der Eidgenössischen Versuchsanstalt für das forstliche Versuchswesen (EAFV) waren 1976 die ersten Vorarbeiten für die Erfassung von Jungwuchs und Verbisschäden im Gange (**GADOLA** und **STIERLIN** 1978).

Diese Erfahrung konnte ich auf die speziellen Verhältnisse im Unterengadii übertragen. So arbeitete ich mit einem **dichteren** Stichprobennetz und mit **grösseren** Probeflächen als das später realisierte **Landesforstinventar** der EAFV.

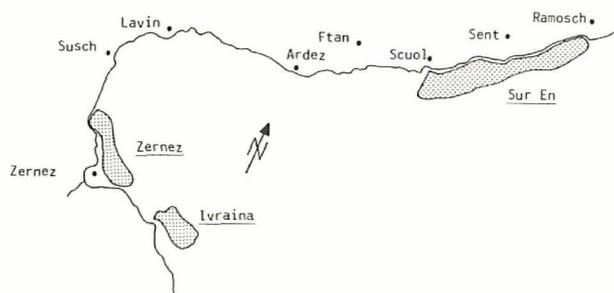


Abb.17: Übersichtsplan mit den drei Untersuchungsgebieten im Wald.

Tabelle 6: Die wichtigsten ökologischen Angaben zu den drei untersuchten Waldgebieten

	Gebiet Sur En	Gebiet Zerne	Gebiet Ivrain	
	Vor allem NW-Hänge und horizontale Terrassenflächen, Gesteinsunterlage stark wechselnd, Silikatgesteine, Dolomit, Schotter.	SW-, W- und S-Hänge mit verschiedenen Silikatgesteinen. Seit vielen Jahrzehnten vom Rothirsch stark genutzter Winterbestand, daneben bemerkenswerter Rehbestand. Im Sommer Rothirsche selten.	SW- und S-Hänge aus Dolomitgestein, für Rothirsche ausgeprägter Sommerbestand. Im Winter nur sporadisch belegt.	
	Grossflächiges Netz von mittel und stellenweise stark belegten Rotwild-Winterbeständen. Im Sommer nur Rehgebiet.			
m ü. M.				Arven-Alpenrosengesellschaft moosreicher Steinrosen-Bergföhrenwald <i>Rhodoreto-Vaccinium cembrae</i> <i>Mugo-Rhodoretum</i> Erika-Bergföhrenwald <i>Mugo-Ericetum</i>
2100				
2000				Zwergseggen-Engadinerföhrenwald <i>Pineto-Caricetum humilis</i>
1900				Arven-Alpenrosengesellschaft heidelbeerreicher subalpiner Fichtenwald <i>Piceetum subalpinum myrtillosum</i>
1800				Legföhrenbestände preiselbeerreicher subalpiner Fichtenwald <i>Piceetum subalpinum vacciniotum vitisidaee</i> engadiner-föhrenreicher subalpiner Fichtenwald <i>Piceetum subalpinum pinetosum</i>
1700				Lärchen-Fichtenwald <i>Larici-Piceetum</i>
1600	heidelbeerreicher subalpiner Fichtenwald			
1500				
1400	Ehrenpreis-Fichtenwald			
1300	montaner Perlgras-Fichtenwald <i>Melico-Piceetum</i>			
1200	verschiedene Entwicklungsstufen			
1100	Erika-Föhrenwald <i>Ericeto-Pinetum silvestris</i>			

Pflanzengesellschaften nach Braun-Blanquet, J., Pallmann, H. und Bach, R. 1954 sowie Ellenberg, H. und Klötzli, F. 1972

### Stichprobennetz

Die Stichproben wurden auf einem quadratischen Netz mit 200 m Horizontalabstand erhoben. Im Gebiet **Sur En** wurde das Stichprobennetz parallel zum Hang angelegt. In den übrigen Gebieten benützte ich das Koordinatennetz der Landeskarte, ebenfalls mit dem **Stichprobenab-**stand von 200 m.

Das Stichprobennetz ist nicht permanent. Ein Vorversuch ergab zu **grossen** Aufwand für die **Einmessung** und die Fixierung solcher Stichproben nach der Methode von **SCHMID-HAAS** et al. (1978). Jenes Verfahren ist für die wiederholte Durchführung von Betriebsinventuren angelegt.

### Aufsuchen der Stichprobenflächen

Erste Priorität hatte für meine Aufnahmen die Sicherstellung der zufälligen Probennahme. Mit Bussole und einer 100 m langen Messschnur wurde im 2-Personen-Team die Stichprobenfläche gesucht.

Die **Hangneigung** musste nach der Formel

$$S_{\text{kor}} = 200 \text{ m} \cdot \frac{1}{\cos \alpha}$$

korrigiert werden. Zu diesem Zweck wurde ein 200 m langes Messband mitgeführt. Durch das Ende der Messschnur respektives des Messbandes wurde der Stichprobenmittelpunkt festgelegt. Mit einem barometrischen Höhenmesser überprüfte man die Höhenlage. Bei Abweichungen wurde von einem neuen Fixpunkt aus eine neue Messreihe begonnen. Damit war die **zufällige** Probennahme gewährleistet.

### Stichprobenfläche

Die **kreisförmige** Stichprobenfläche betrug in der Horizontalprojektion  $200 \text{ m}^2$ . Auf geneigten Flächen wurde der Radius nach der Formel

$$r_x = r_0 \cdot \frac{1}{\sqrt{\cos \alpha}}$$

korrigiert. Bei 25 Stichproben pro Hektare wurden somit  $5000 \text{ m}^2 = 0,5\%$  der Gesamtfläche aufgenommen. Felsfluren, waldfreie **Lawinenzüge** und Legföhrenbestände gehörten nicht zur **Kartierungsfläche**.

### Aufnahme der **Probefläche**

Für die Aufnahme wurde das im Anhang beigelegte Protokollblatt verwendet. Eine **dazugehörige fünfseitige** Erläuterung half dem **Kartierer** in Grenzfällen. Im oberen Feld sind die Grunddaten jeder Probefläche aufgeführt.

Im Hauptfeld wird der **Jungwuchs** beschrieben:

Die Nadelbäume sind in drei Höhenklassen unterteilt, wobei in der Klasse **0** bis 20 cm **keine** vollständige Zählung möglich ist.

Extremstandorte wie **Felswände** und Bachtobel, aber auch Legföhren, Grünerlen und **bewaldete** Waldpartien wurden nicht untersucht.

Der **Verbiss** wurde **dreistufig** angesprochen:

Gipfeltriebverbiss 0: kein Verbiss

Gipfeltriebverbiss 1: einmaliger Verbiss oder **mehrmaliger** Verbiss mit regeneriertem sekundärem **Haupttrieb**

Gipfeltriebverbiss 2: **mehrmaliger** bis starker Verbiss

Seittriebverbiss 0: **keine** oder wenige **Seitentriebe** verbissen

Seittriebverbiss 1: deutlicher **Verbiss** bis 15% oder **Seitentriebe** an verbissenen Stellen endend

Seittriebverbiss 2: starker Verbiss



Abb. 18: Starker Verbiss an einer Lärche.

Ausser dem Verbiss wurden auch Fegschäden und Schältschäden aufgenommen. Vom Modus abweichend sind auch über 3 m hohe geschälte Bäume aufgeführt. Die Kategorie «**andere Schäden**» enthält vor allem Bäumchen mit starken Steinschlag-, Lawinen- oder Rückeschäden.

#### Auswertung

Vom **Protokollblatt** wurden die Daten auf **Lochkarten** übertragen. Für die Datenverarbeitung am Rechenzentrum der Universität Zürich kamen SPSS-Programme zum Einsatz. Für die EDV-spezifischen Arbeiten durfte ich die **Hilfe** von Herrn LEIBACHER, Wirtschaftsmathematik AG, Zürich, in Anspruch nehmen. Für die Anfertigung der Stichprobenkarten stellte mir die Schweizerische **Dokumentationsstelle für Wildforschung** ein Plotterprogramm zur Verfügung.

### 6.3 Jungwuchsdichte

Nach KURTH et al. (1960) treten im Engadiner Wald trotz Fehlen von Esche, Ahorn und Buche beträchtliche Jungwuchsschichten auf. 6000 bis 10000 Bäumchen pro Hektare waren im Schweizerischen Nationalpark oft gezählt worden.

In drei Testgebieten wurden 1976 und 1977 12015 Bäumchen auf Probeflächen untersucht. Separat kartierte MOSLER-BERGER 1977 in Sur En und ob Zernez nochmals 173 Probeflächen mit 8159 Bäumchen, die hier nicht eingerechnet sind.

In der Tabelle 7 werden die mittleren Stückzahlen pro 200 m<sup>2</sup> nach Baumart und Gebieten getrennt dargestellt.

Tabelle 7: Mittlere Anzahl Jungbäume pro Fläche (200 m<sup>2</sup>)

	Sur En n = 176	Zernez n = 58	Ivraina n = 41
Fichte	43,9	13,4	2,0
Lärche	1,8	2,7	3,1
Waldföhre	2,0	0,4	8,3
Bergföhre	0,2	0	16,4
Arve	0,6	4,3	25,7
Total	48,5	20,8	55,5

Mit ein- bis dreitausend Bäumchen pro Hektare liegen die Mittelwerte in den Testgebieten deutlich unter denjenigen im Schweizerischen Nationalpark. Hauptgrund dafür dürfte der unterschiedliche Zustand der ausgewählten Wälder sein: ein Grossteil der Nationalparkwälder befindet sich immer noch in jüngeren Entwicklungsstadien, während in den Testgebieten Bestände mit Baumholz II bis Altholz überwiegen.

Innerhalb der Testgebiete ist der Jungwuchs sehr heterogen verteilt. In Abbildung 19 wird gezeigt, wieviel Prozent der Probeflächen eine bestimmte Jungwuchsdichte aufwies. Baumarten und Testgebiete sind separat dargestellt.

In Sur En und in Zernez ist die Fichte die häufigste Baumart. Jungwuchsdichten von 8 bis 148 Bäumchen pro 200 m<sup>2</sup> wurden in Sur En auf den meisten Probeflächen festgestellt. In Zernez werden die Werte kleiner, der Mittelwert fällt von 43,9 auf 13,4 Stück. Auf Ivrainna wachsen die Fichten meistens nur als verstreute Einzelexemplare. Die Häufigkeit von Probeflächen ohne Fichtenjungwuchs steigt von weniger als 10% in Sur En auf über 50% im Gebiet Ivrainna.

Lärchenjungwuchs war in allen drei Gebieten spärlich vorhanden und locker verstreut. Lärchentrupps sind recht selten, so dass sie nicht oft auf einer Probefläche erfasst wurden.

Noch ausgeprägter zeigt die Waldföhre diese lockere Verteilung. Ein Grossteil der alten Waldföhrenbestände stockt auf Fichtenwaldflächen. Daher ist das natürliche Areal des Föhrenwaldes mit notwendiger Föhrennaturverjüngung kleiner als die gegenwärtige Verbreitung der Waldföhrenbestände.

Bergföhren- und Arvenjungwuchs sind nur auf Ivrainna in grösseren Stückzahlen erfasst worden. Sie weisen in diesem Testgebiet eine ähnliche Verteilung in Verjüngungsgruppen auf wie die Fichte in Sur En.

Weitem Aufschluss über die Walderneuerung der untersuchten Gebiete liefert ein Vergleich zwischen der Jungwuchsdichte und den aufgenommenen ökologischen Grunddaten, wie Neigung, Exposition und Deckungsgrad. Zunächst vermittelt die Abbildung 20 eine Gebietsübersicht.

von **Eiche, Ahorn** und Buchen pro Hektare waren im  
 f **Probeflächen untersucht**,  
 nochmals **173 Probeflächen**  
 ich Baumart und Gebieten

Ivraina n = 41
2,0
3,1
8,3
16,4
25,7
55,5

elwerte in den **Testgebieten**  
 grund **dafür** dürfte der un-  
 ler **Nationalparkwälder** be-  
 d in den **Testgebieten** Be-  
 eilt. In **Abbildung 19** wird  
**sdichte aufwies**. **Baumart-**  
**ngwuchsdichten** von 8 bis  
**flächen** festgestellt. In Zer-  
 stück. Auf Ivraina wachsen  
 keit von Probeflächen ohne  
 50% im Gebiet Ivraina.  
 und locker **verstreut**. Lär-  
**fläche** erfasst wurden.  
 in **Grossteil** der alten **Wald-**  
**e Areal des Föhrenwaldes**  
 e Verbreitung der **Waldföh-**  
**en Stückzahlen** erfasst wor-  
**erjüngungsgruppen** auf wie  
**Gebiete** liefert ein Vergleich  
**en Grunddaten**, wie **Nei-**  
**dung 20** eine **Gebietsüber-**

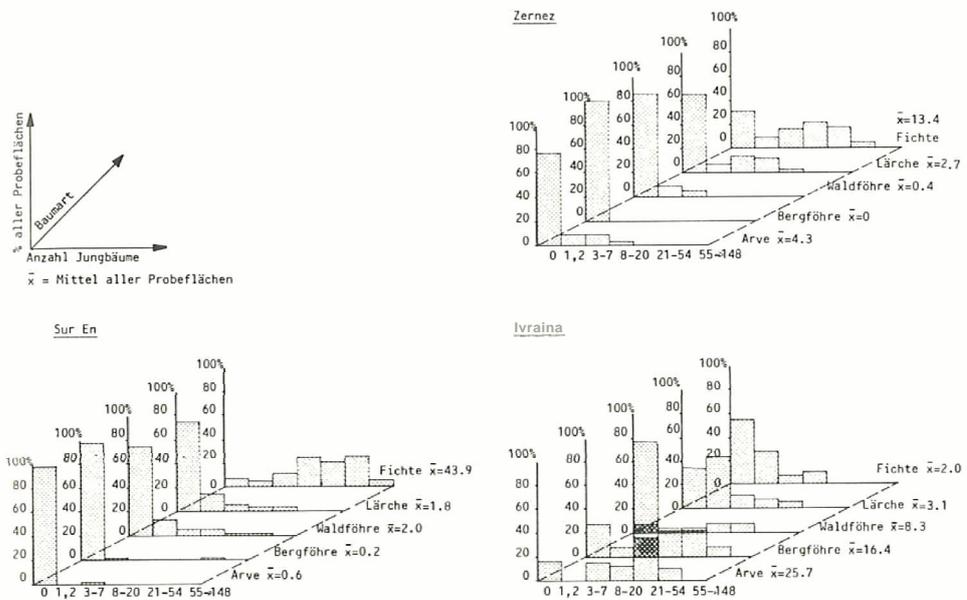


Abb. 19: Prozentanteil der Probeflächen verschiedener Jungwuchsdichteklassen.

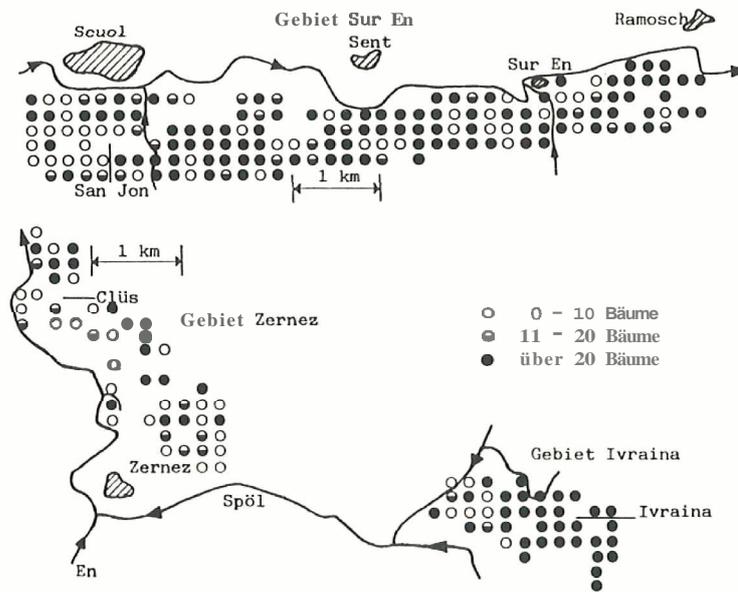


Abb. 20: Anzahl Jungbäume (kleiner als 3 m) pro Stichprobe (200 m<sup>2</sup>).

Die Gesamtzahl der Jungbäume pro Stichprobe ist auf dieser Karte in drei Dichteklassen eingeteilt.

In den Gebieten Sur En und Ivrainna wurden meistens über 20 Jungbäume pro Probefläche gezählt. Um die Wiesen von San Jon treten allerdings gehäuft Flächen der untersten Dichteklasse auf.

Ganz andere Verhältnisse herrschen in Zernez: nur nördlich der Weiden von Clüs im Bereich der einwachsenden alten Lawinenzüge wurden häufiger über 20 Jungbäume pro Stichprobe gezählt. Sonst überwiegt in Zernez die unterste Klasse mit 0 bis 10 Jungbäumen pro 200 m<sup>2</sup> Fläche.

Das Testgebiet Ivrainna besteht aus zwei Teilen: im westlichen, tiefer gelegenen Teil überwiegen Flächen mit geringer Jungwuchsdichte, während im Osten um die Alp Ivrainna durchwegs hohe Jungwuchsdichten zu verzeichnen sind.

Meistens sind edaphische Gründe für die lokal geringe Jungwuchsdichte verantwortlich. Der wenig entwickelte skelettreiche Hangschutt des steilen Südhanges von Taglieda trocknet häufig aus und ist oberflächlich instabil.

Tabelle X: Mittlere Jungwuchsdichte der drei Testgebiete nach verschiedenen ökologischen Gesichtspunkten geordnet.  
Stichprobenfläche 200 m<sup>2</sup>

	Sur En	Zernez	Ivrainna
<b>Höhenlage:</b>			
über 1600 m	-	27	56
1450-1600 m	39	8	-
unter 1400 m	52	-	-
<b>Exposition:</b>			
W S E	23	22	51
N	57	-	-
<b>Boden:</b>			
Feinerde	46	22	56
Blockschutt	62	17	19
<b>Bodenbewuchs:</b>			
Moose	53	-	-
Grasartige	47	31	37
spärlich	58	-	27
<b>Kronenschluss:</b>			
0-25%	70	21	54
25-50%	43	29	59
>50%	42	10	59
<b>Hirschlosung:</b>			
0	00	9	-
I	52	19	40
II	42	30	60
<b>insgesamt pro 200 m<sup>2</sup>:</b>	49	21	56
<b>insgesamt pro ha:</b>	2450	1050	2800

n drei Dichteklassen ein-

gbäume pro Probefläche  
en der untersten Dichte-

den von Clüs im Bereich  
äume pro Stichprobe ge-  
ungsbäumen pro 200 m<sup>2</sup>

r gelegenen Teil überwie-  
e Alp Ivrainna durchwegs

chte verantwortlich. Der  
Taglieda trocknet häufig

ökologischen Gesichtspunk-

Ivrainna
56
-
-
51
-
56
19
-
57
27
54
59
59
-
46
60
56
2800

Die Höhenlage als Grund für die geringere Jungwuchsdichte in Zernez fällt ausser Betracht. Laut Tabelle 8 wurden in Sur En wie auf Ivrainna in den entsprechenden Höhenlagen wesentlich mehr Bäumchen gezählt als in Zernez.

Ein Grund für geringere Jungwuchsdichten ist sicher die Trockenheit sonniger Lagen. In Sur En sind die Dichten an west-, süd- und ostexponierten Hängen gleich gross wie in Zernez. Auf Ivrainna, wo die selben Expositionen vorherrschen, verhindern hohe Niederschlagsmengen die rasche Austrocknung. Erstaunlicherweise wiesen die stabilisierten Blockschuttfelder in Sur En eine dichtere Verjüngung auf als tiefgründigere Böden. Wahrscheinlich wirkt in den Schattenhängen ein lockerer Kronenschluss auf Blockschutt jungwuchsfördernd. Der Bodenwuchs zeigt keine eindeutigen Bezüge zur Jungwuchsdichte. Selbst die angeblich jungwuchshemmende Wirkung dichter Grasschichten konnte nicht beobachtet werden.

Der Kronenschluss wirkt in den drei Gebieten unterschiedlich auf die Waldverjüngung: in den offenen Waldpartien von Sur En und in den einwachsenden Lawinenzügen ob Zernez kommt der Jungwuchs gut auf. Hingegen weisen Felshänge und Partien mit häufiger Lawinenbildung einen geringen Baumbestand und eine spärliche Verjüngung auf. Daher weist die Klasse 0-25% in Zernez eine geringere Jungwuchsdichte auf als die Klasse 25-50%.

Bezüglich Hirschlosung werden gegenläufige Tendenzen zwischen den drei Gebieten sichtbar: in Sur En nimmt die Jungwuchsdichte bei ansteigender Losungsdichte ab, in Zernez und Ivrainna nimmt sie hingegen zu. Die Rothirsche scheinen somit in Sur En jungwuchsreichere Zonen eher zu meiden, in den anderen beiden Gebieten jedoch zu bevorzugen.

Diese Aussage darf aber nicht überbewertet werden, denn in offenen Wäldern mit dichter Bodenvegetation wird die Losung schneller überwachsen als im spärlich bewachsenen dichten Hochwald.

#### 6.4 Verbissbelastung in den Testgebieten

Wildschäden an Bäumen werden in drei Kategorien unterteilt:

- Durch Verbiss an Seiten- und Gipfeltrieben wird die grüne Biomasse verkleinert und die Schaftachse kleiner Bäume deformiert (Kapitel 6.5).
- Fegen und Schlagen mit dem Geweih respektive dem Gehörn schädigt das äussere Gewebe der Schaftachse und der Seitenäste so stark, dass verfegte Jungbäume meistens absterben (Kapitel 6.6).
- Durch Schälen der Rinde dünner bis mitteldicker Stämme werden auch ältere Bäume geschädigt (Kapitel 6.6).

Die Wildschadenkartierung von 1976 und 1977 sollte einen grossflächigen Vergleich der Verbissbelastung der drei unterschiedlichen Testgebiete ermöglichen. Vom Verbiss ist dabei die Höhenklasse 20 bis 150 cm am stärksten betroffen. Die kleineren Bäumchen schützt im Winter der Schnee, die höheren sind dem Äser entwachsen, können jedoch noch ältere Verbisspuren aufweisen.

In Tabelle 9 wird der Anteil Bäume mit Gipfeltrieb- und mit Seitentriebverbiss nach Testgebiet und Exposition geordnet dargestellt.

Die Werte für Seitentriebverbiss sind überall grösser als diejenigen für Gipfeltriebverbiss. Ein sperriges Geflecht von Seitenästen schützt vor allem in Dickungen die besonders wichtigen Gipfeltriebe vorwachsender Jungbäume ein wenig.

Andererseits sind vor allem bei kleineren Bäumchen die Endknospe und die obersten Seitentriebe der Beäsung besonders stark ausgesetzt, was den oft geringen Unterschied zwischen den Verbissprozenten genügend erklärt.

Die **grossen** Unterschiede beim Gipfeltriebverbiss zwischen den Expositionen **und** zwischen den Testgebieten sind hingegen augenfällig:

Ivraina am Rand der Sommereinstände weist eine mässige Verbissbelastung auf. Etwa die doppelte Höhe erreicht der Verbissanteil in den ebenen und in den nordexponierten **Lagen** von **Sur En**. In den restlichen Hanglagen von **Sur En** und von **Zernez** waren über die Hälfte bis zwei Drittel aller Jungbäume mindestens einmal am Gipfeltrieb verbissen worden.

Tabelle 9: Anteil verbissener Bäume der mittleren Höhenklasse (20-150 cm) am Jungwuchs in Prozenten.

	Gipfeltriebverbiss	Seitentriebverbiss
<b>Sur En</b>		
eben	27	58
nordexponiert	35	55
west-ost-exponiert	55	76
südexponiert	62	89
<b>Zernez</b>		
west-ost-exponiert	53	62
südexponiert	67	68
<b>Ivraina</b>		
nordexponiert	18	24
west-ost-exponiert	7	11
südexponiert	16	27

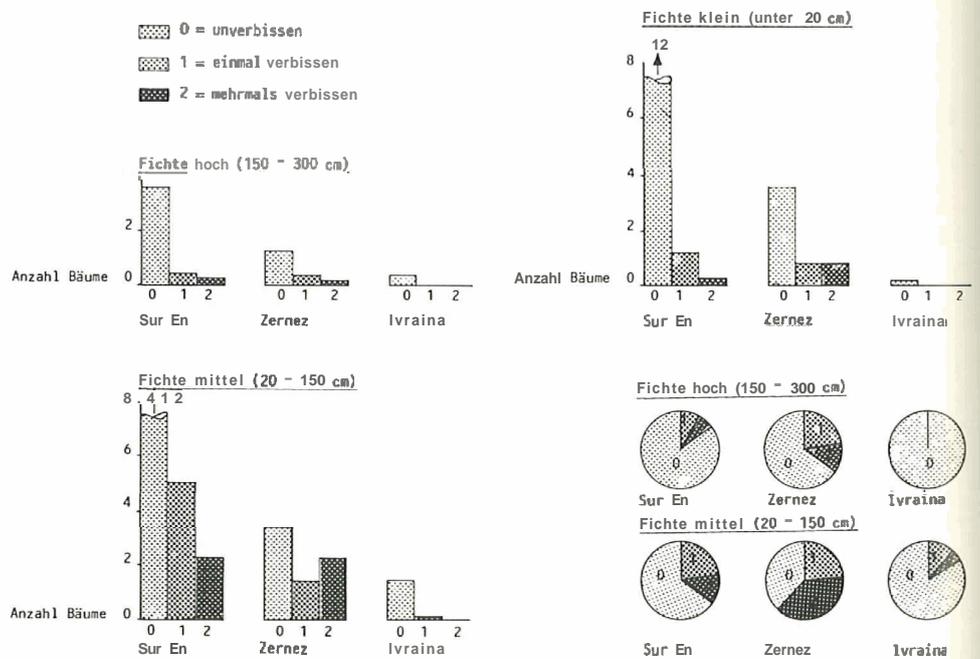


Abb. 21: Unterschiede in der Verbissbelastung der drei Testgebiete.

xpositionen und zwischen  
 ssbelastung auf. Etwa die  
 ordexponierten Lagen von  
 en über die Hälfte bis zwei  
 n worden.

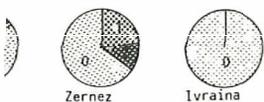
am Jungwuchs in Prozenten.

Seitentriebverbiss
58
55
76
89
62
68
24
11
27

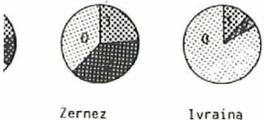
lein (unter 20 cm)



sch (150 - 300 cm)



ittel (20 - 150 cm)



In **beiden** Witereinständen ist die Fichte die **Hauptbaumart**. Der Gipfeltriebverbiss der **Fichte** wird daher in Abbildung 21 **genauer** dargestellt:

- Während in **Sur En** nur ein Achtel der **grösseren** Fichten verbissen waren, betrug dieser Wert in Zernez bereits ein Drittel.
- Bei der mittleren Höhenklasse waren in Sur En ein Drittel der Bäume verbissen, in Zernez sogar zwei Drittel. Dabei ist die **Jungwuchsdichte**, erkenntlich an der Länge der Säulen, hier viel kleiner als in Sur En.

Noch deutlicher kennzeichnet der Verbissgrad die Situation:

- In Sur En kommen auf 19 unverbissene 5 einmal und 2 mehrmals verbissene Fichten. In Zernez ist hingegen der **«Vorrat»** an unverbissenen Fichten nur noch sehr klein, während die mehrmals verbissenen Bäumchen häufiger sind als die einmal verbissenen.

Nicht nur **zwischen** den drei **Testgebieten** findet man enorme Unterschiede in der **Verbissbelastung**, sondern auch innerhalb derselben.

Bei allen Auswertungen nach verschiedenen Kriterien **drängen** sich alarmierende Schlussfolgerungen auf. Zunächst werden am Zustand des Jungwuchses drei Verbissgrade definiert:

- Verbissgrad **I** weniger als die Hälfte **aller** Seitentriebe verbissen
- Verbissgrad **II** mehr als die Hälfte aller Seitentriebe verbissen
- Verbissgrad **III** mehr als die Hälfte aller verbissenen Bäumchen stark verbissen (**Seitentriebverbiss 2**).

In **Tabelle 10** wird nun gezeigt, wie hoch die Jungwuchsdichte auf den Probeflächen der drei Verbissgrade war:

**Tabelle 10: Durchschnittliche Anzahl Jungbäume auf Flächen mit verschiedener Verbissbelastung.**

Verbissgrad	Sur En	Zernez	Ivrainia
<b>Alle Baumarten und Höhenklassen (0-300 cm)</b>			
I	68	29	62
II	37	27	-
III	24	29	61
<b>Fichte, alle Höhenklassen (0-300 cm)</b>			
I	61	<b>23</b>	5
II	35	16	-
III	22	16	-
<b>Alle Baumarten, mittlere Höhenklasse (20-150 cm)</b>			
I	44	<b>18</b>	36
II	25	11	-
III	17	11	33

In Sur En sind die Beziehungen zwischen **Jungwuchsdichte** und **Verbissgrad** klar erkennbar: viel Jungwuchs an Orten mit niedrigem Verbissgrad und umgekehrt. In Zernez zeigt sich bei den Fichten und heim **Jungwuchsmittel** dasselbe Bild. Beim Gesamtjungwuchs, 0-300 cm, wird dieser Trend durch andere Tendenzen überdeckt, doch bleibt die Jungwuchsdichte insgesamt sehr niedrig. Auf Ivrainia ist die Jungwuchsdichte **kaum** mit dem ohnehin geringen Verbiss korreliert.

Noch deutlicher kommt die Beziehung zwischen den **beiden** Faktoren in Abbildung 22 zum Ausdruck.

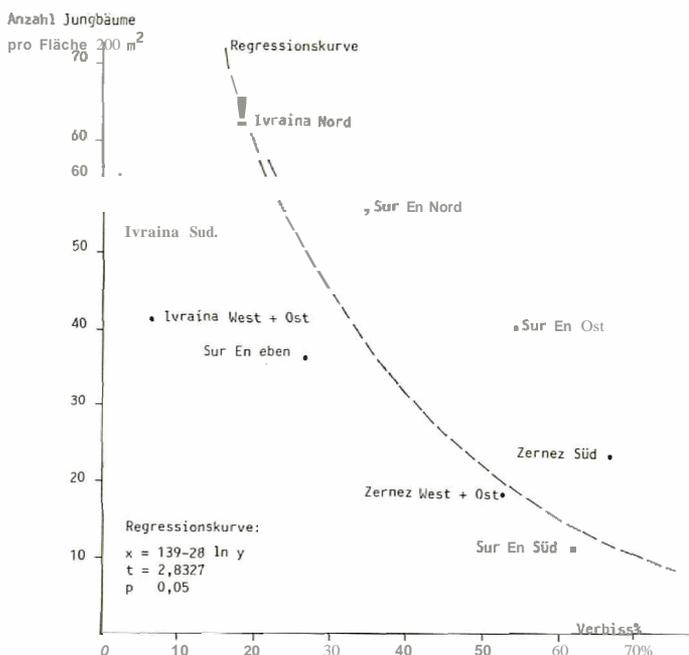
Als Mass für die **Verbissbelastung** dient hier der Anteil Baume mit **Gipfeltriebverbiss** am **Jungwuchs** der **vorwiegend** belastet & mittleren Höhenstufe (20–150 cm): **zwischen** den beiden Parametern besteht ein enger Zusammenhang. Er wird durch die **Logarithmusfunktion**  $x = 139 - 28 \ln y$  ausgedrückt. Der t-Test ergibt eine Irrtumswahrscheinlichkeit von  $P < 0,05$ .

Weiteren Aufschluss *gibt* der Vergleich des **Gipfeltriebverbissanteils** der **Jungbäumemittel** mit der Dichte der **Hirschlosung** in **Tabelle 11**:

**Tabelle 11:** Anteil der Jungbäume mit Gipfeltriebverbiss in Prozenten auf Flächen unterschiedlicher Losungsdichte.

Losungsdichte	Sur En	Zernez	Ivraina
I	26	55	11
II	29	58	19
III	50	72	13

Vor **allem** in der obersten **Dichteklasse** ist der Verbissanteil in den **beiden Wintereinstandsgebieten** Sur En und **Zernez** deutlich höher als in den **Dichteklassen I und II**. Beim **Sommereinstandsgebiet** Ivraina zeichnen sich **hingegen** keine deutlichen **Unterschiede** zwischen den **Losungsdichteklassen** ab, was ja auch logisch ist, wenn die **Baumäsung** im Sommer nur als **Ergänzungsnahrung** betrachtet **wird**.



**Abb. 22:** Vergleich zwischen Jungwuchsdichte und Verbissbelastung am Jungwuchsmittel (20–150 cm).

it Gipfeltriebverbiss am  
n): zwischen den beiden  
garithmusfunktion  $x =$   
hkeit von  $P < 0,05$ .  
er Jungbäumemittel mit

Flächen unterschiedlicher

Ivraina
11
19
13

den Wintereinstandsge-  
d II. Beim Sommerein-  
biede zwischen den Lo-  
Sommer nur als Ergän-

In den vier Stichprobenkärtchen (Abb. 23 bis 26) wird zum Schluss die Verteilung der Hirschlosung mit drei Schadenstufen der 20-150 cm hohen Bäumchen verglichen:

Am der Karte Hirschlosung folgt:

- alle untersuchten Gebiete werden von Rothirschen aufgesucht
- auch innerhalb dieser Gebiete gibt es keine grösseren Partien, die gänzlich gemieden werden

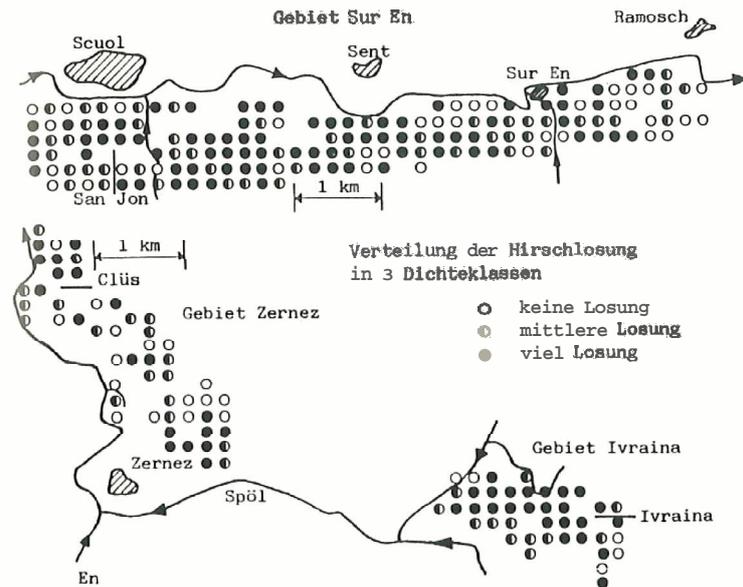


Abb. 23: Verteilung der Hirschlosung in 3 Dichteklassen.

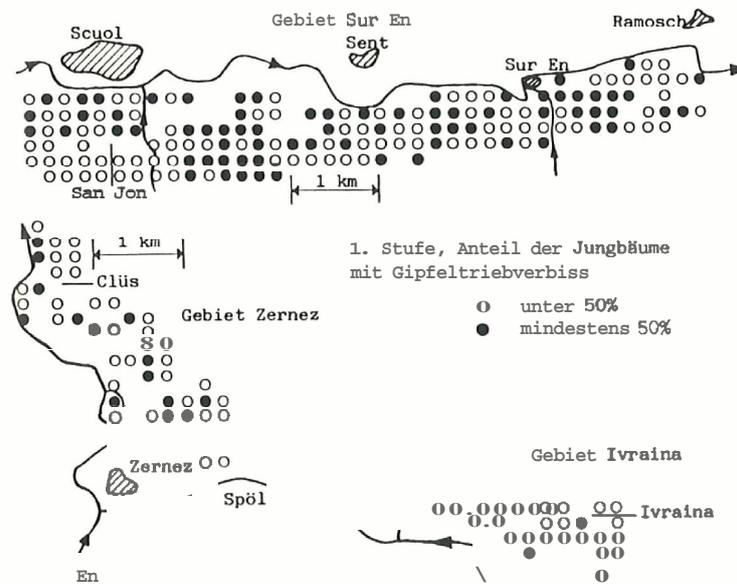


Abb. 24: 1. Stufe, Anteil der Jungbäume mit Gipfeltriebverbiss.

uchsmittel (20-150 cm).

- im mittleren Teil des Gebirges ZerneZ, in den eingewachsenen, 1951 entstandenen Lawinenzüngen, scheint die Losungsdichte geringer zu sein. Diese Aussage stimmt mit den Winter-Spurenkartierungen von BERGER (1979) überein.
- östlich von San Jon bei Scuol, ob Pradella, ob ZerneZ und allgemein an Vorsprüngen und Südhängen wurden besonders häufig Flächen mit viel Losung registriert.

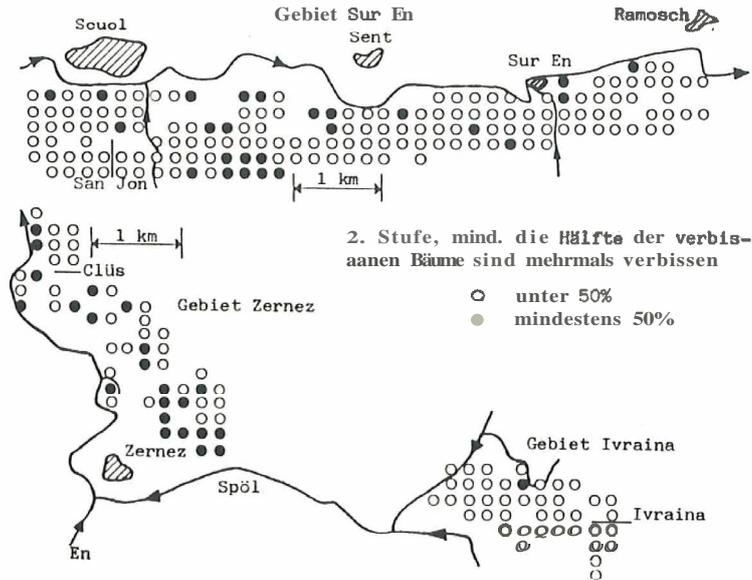


Abb. 25: 2. Stufe, mind. die Hälfte der verbliebenen Bäume sind mehrmals verbissen.

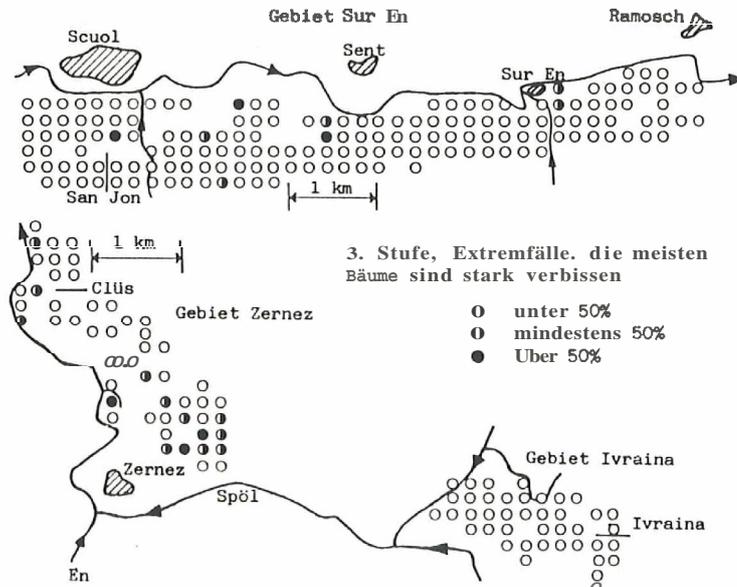


Abb. 26: 3. Stufe, Extremfälle, die meisten Bäume sind stark verbissen.

Die **Schadenstufen** der übrigen Karten zeigen auf der ersten Stufe (Abb. 24) **Belastungs-**schwerpunkte nördlich San **Jon**, südlich Pradella, **süd-östlich Sur En** und am Munt Baselgia ob Zernez.

Bei der zweiten Stufe (Abb. 25), konzentriert sich die Belastung auf die Wälder südlich **Pradella** und am Munt Baselgia.

In der dritten Karte (Abb. 26) sind Extremfälle ausgeschieden. Die meisten Flächen am Munt Baselgia, welche im Hochwald liegen, wiesen solche Extremfälle auf.

In der Tat ist hier fast der gesamte Jungwuchs seit Jahrzehnten derart **stark** verbissen, dass zwischen **verkrüppelten** Bäumchen (Abb. 27) **nur** sporadisch einzelne Jungbäume in die **Stangenholzgrösse** einwachsen **können**. An vielen Stellen zeigt eine eigentliche Frassgrenze, wieweit Seitenäste und kleine Bäume dem Äser zugänglich sind (Abb. 28).



Abb. 27: In diesem Wald kann die natürliche Erneuerung nicht mehr garantiert werden.



Abb. 28: Eine Frassgrenze zeigt an, wieweit Äste und Jungwuchs dem Äser im Winter erreichbar sind.

## 6.5 Schäl- und Fegschäden

In zahlreichen Publikationen aus den umliegenden Ländern werden **grossflächige Schäl-**schäden mit enormen wirtschaftlichen Folgen beschrieben (MAYER 1975).

Verursacher sind die Hirsche, in den meisten **Fällen** die Rothirsche. Während der Verbiss von **Jungbäumen** klar als Teil der natürlichen Ernährung betrachtet wird, sind die Ursachen für die Schälaktivität umstritten. Im **Untersuchungsgebiet** treten sporadisch auf kleinen Flächen Schäl-schäden an stehenden Bäumen auf.

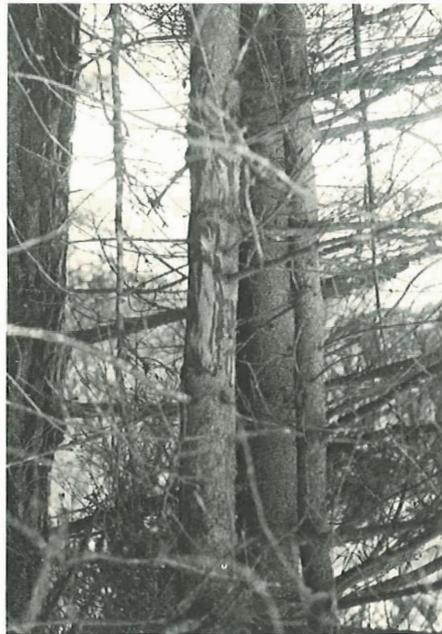


Abb. 29: Schäl-schäden am Stamm einer Fichte

Neben baumförmigen Weiden werden Föhren, Lärchen und Fichten geschält. Häufig liegen **Winterfütterungen** in der Nähe von Schäl-schadenflächen.

Dass **Schäl-**schäden im Unterengadin vorderhand seltene Ereignisse mit lokaler Bedeutung sind, zeigt die Stichprobenkartierung:

Von 275 Stichproben à 200 m<sup>2</sup> enthielt nur eine einzige Schäl-schäden. Auf der **Parallelkartierung** von Ch. Berger wurden keine geschälten Bäume gefunden. Somit kamen auf 448 Stichproben mit einer **Gesamtfläche** von 89 600 m<sup>2</sup> nur vier geschälte Bäume.

Nach Beobachtungen von BERGER (1979), von Förstern und Wildhütern wird bei **Holzschlägen** herumliegendes **Stamm-** und Astmaterial vor allem bei Föhren von den Rothirschen begierig geschält. Die Ursache für die erstaunlich geringen Schäl-schäden an stehenden Bäumen bleibt unbekannt.

**Während** die eigentliche Schälaktivität dem Rothirsch **zuzuschreiben** ist, können **Feg-** und Schlagspuren von allen vier Schalenwildarten verursacht werden. Da Fegen und Schlagen nicht

genau abgrenzbare Begriffe sind und am Objekt schon gar nicht unterschieden werden können (SCHLOETH 1968), verwende ich «Fegen» als Oberbegriff.

Während der **Stichprobenkartierung** wurden 191 **verfegte** Jungbäume registriert. Zum Vergleich: zu den 12015 aufgenommenen Jungbäumen waren **1,6% verfegt**.

In Tabelle 12 wird gezeigt, wie sich die Fegschäden auf die **Baumarten** in den drei **Testgebieten** verteilen und wie stark diese Häufigkeit von der Erwartung gemessen an der **Jungwuchsverteilung** abweicht.

Tabelle 12: Fegschäden an den 5 wichtigsten Baumarten: Vergleich zwischen beobachteter und erwarteter Häufigkeitsverteilung der Fegschäden

	Beobachtung %			Beobachtung-Erwartung		
	Sur En	Zernez	Ivraina	Sur En	Zernez	Ivraina
Fichte	81	53	15	-10	-19	10
Lärche	13	30	4	10	10	-2
Waldföhre	5	13	4	1	10	-9
Bergföhre	1	0	35	1	0	0
Arve	0	4	42	-2	-1	1
Total	71	16	13	-2	7	-5

Aus diesem Vergleich geht hervor, dass in keinem Testgebieteine der fünf untersuchten **Baumarten** bevorzugt **verfegt** wird.

Zwar scheint in Zernez die Fichte weniger häufig gefegt zu werden, doch ist diese Aussage statistisch nicht belegt.

Nach SCHLOETH (1968) beginnt die Hauptaktivität des Fegens beim Rothirsch im August und sinkt nach der Brunft, etwa im Oktober, auf ein tieferes konstantes Niveau.

Im August bis im Oktober trifft man in den **Testgebieten** Sur En und Zernez selten auf frische Rothirschspuren. Obwohl beide Gebiete nur geringe Rehbestände aufweisen (**Tab.1**), dürften daher Rehböcke einen merklichen Teil der Feg- und **Schlagschäden** in den tiefliegenden Lagen verursachen.

Insgesamt sind Feg-, Schlag- und Schälsschäden jedoch trotz lokaler Häufung viel geringer als die durch Verbiss verursachten **Beeinträchtigungen** der **Waldverjüngung**.

## 6.6 Diskussion

Der Gebirgswald übt die verschiedensten Funktionen wie Schutz, Ausgleich beim Wasserhaushalt, Landschaftserhaltung, Rohstoffproduktion dauernd aus.

Im Gespräch mit den lokalen Förstern und in der Fachliteratur (MAYER 1973 und EIBERLE 1977) werden daraus folgende **waldbauliche** Ziele abgeleitet:

- grosse Bestandesstabilitäterhalten respektive anstreben
- auf gute **Durchmischung** und auf kleinräumige **Strukturierung** achten
- Bestände durch **Naturverjüngung** erneuern

Dabei wird die Bedeutung des Plenterwaldes hervorgehoben.

Aus wirtschaftlichen und vor allem aus historischen Gründen sind aber beträchtliche Teile der untersuchten Wälder nicht plenterartig aufgebaut und zum Teil überaltert.

- Für die **Wildschadenproblematik** müssen drei **Forderungen** abgeleitet werden:
- die **Naturverjüngung** muss auch auf **ungünstigen** Standorten möglich sein
  - der **Jungwuchs** kann nur in Ausnahmefällen durch **Einzäunungen** oder **durch** andere Mittel **geschützt** werden
  - die **Wildschäden** dürfen die Verbesserung **schlecht strukturierter Waldbestände nicht** verzögern

Diesen Forderungen **muss** die **Bewirtschaftung** der Wälder und die Regulation der **Wildbestände** angepasst sein.

Die **Äsungskapazität**, die biotische und die wirtschaftliche Belastbarkeit werden in der **Gesamtdiskussion** eingehend behandelt.

Für die **Wälder** des **Untersuchungsgebietes** muss die Frage beantwortet werden, ob die **gegenwärtigen Rothirschbestände** die **waldbaulich** und die **forstwirtschaftlich** tragbare **Wilddichte** übersteigen oder nicht.

**Feg-, Schlag- und Schältschäden** können bei dieser Fragestellung **ausgeklammert** werden. Sie nehmen nur sehr lokal um **subalpine Alpweiden** im Nationalpark (SCHLOETH 1968) und um **einzelne Winterfütterungen** grössere Ausmasse an. Der **Verbiss verzögert**, vor allem wenn der **Gipfeltrieb** betroffen wurde, das **Höhenwachstum eines Bäumchens**.

NÄSCHER (1979) erfasste **parallel** zu unseren Arbeiten **Fichtenjungwüchse** im Raum Zernez. Bei **wiederholtem Gipfeltriebverbiss** fällt die **Wuchsleistung** stark ab. Dies gilt für **einzelstehende** Fichten wie für Exemplare, die durch **Überschirmung** oder durch wechselseitige **Konkurrenz** in **Jungwuchsverbänden** **zusätzlich behindert** werden.

Zwar **könnten** bei **mehnjährigen Schnittversuchen** (EIBERLE 1978) auch erhöhte **Wuchsleistungen** gemessen werden. Doch betraf **dieses Phänomen** **Laubbaumarten** auf einer offenen **Pflanzfläche**.

Wie lange ein **Jungbaum** dem **Verbiss** **ausgesetzt** ist, hängt vom Standort und von der **Verbiss-häufigkeit** ab. Unter **günstigen Bedingungen** kann ein Baum im Gebiet in **15 Jahren** die **Mittelsche Höhe** bis 1,5 m **durchwachsen**. Für den **Nationalpark** werden hingegen bei Kurth et al. (1960) bei 1 bis 1,3 m hohen Bäumchen **Mittelwerte** um 40 Jahre angegeben und **Höchstwerte** über 300 Jahren **genannt!**

Angesichts dieser enormen **Streuung** kann die **waldbaulich** tragbare **Wilddichte** **weder** durch eine Zahl für die **notwendige Jungwuchsdichte**, noch durch eine Zahl für die **höchstzulässige** Wilddichte **festgelegt** werden. Durch **Vergleiche** mit **Kartierungen** in anderen Gebirgswäldern, **Daten** über die Wildbestandesentwicklung (Kapitel 2) und **Unterschieden innerhalb** der kartierten Gebiete möchte ich gleichwohl versuchen, die in Kapitel 6.1 **gestellten** Fragen **zu** beantworten.

Ein weiterer, **vielversprechender Ansatz** zur Beurteilung der tragbaren **Wilddichte** wurde in **Jugoslawien** entwickelt (VESELIC in PERKO 1983): mit markierten **Bäumchen** in und um **Einzäunungen** wird in einer **mehnjährigen Beobachtungszeit** ein **Verbisskoeffizient** entwickelt. Dieser gibt ein standortbezogenes Bild über die **Zuwachsleistung** von **Jungwüchsen**.

Um die Verjüngung grossflächig beurteilen zu können, werden die Angaben **über** die durchschnittliche **Jungwuchsdichte** von 8 Gebirgswäldern des **Alpenraumes** **miteinander** verglichen (Tabelle 13).

Die drei **Höhenklassen** erfassen den **Jungwuchs** unter dem Gesichtspunkt der Belastung durch **das Wild**: Die **kleinsten Bäumchen**, **gegen Verbiss** sehr empfindlich, werden vom Schnee und von der **Begleitflora** vor grossen **Herbivoren** **etwas geschützt**, die mittlere **Höhenklasse** ist dagegen dem Verbiss ausgesetzt, während ab 150 cm nur noch **Seitentriebe** **beäst** werden.

Die **mittlere Höhenklasse** sollte am meisten **Exemplare** aufweisen, da die **Aufenthaltszeit** darin viel länger dauert als bei den ersten 20 cm, die **Individuenzahl** aber in den **meisten** Fällen mit zunehmender **Höhe** rasch abnimmt. **Zunächst** fallen die beträchtlichen Unterschiede zwischen den Gebieten auf. Die **ersten vier** liegen in **niederschlagsreichen Teilen** der Alpen d-

Tabelle 13: Anzahl Jungbäume pro Hektar und Höhenklasse in 8 Gebirgswäldern des Alpenraumes

	0-20 cm	20-150 cm	150-300 cm	aus:
Kufstein	18852	5699*	-	KAMMERLANDER 1978
Werdenfels	3990	89*	-	BURSCHEL et al. 1977
Trepsental	4338	4430	470	VOSER 1978
Einsiedeln	1680	1880	207	VOSER 1981
Sur En	766	1420	266	
Zernez	441	470	139	
Ivraina	952	1606	222	
Nationalpark	2566	3721*	-	KURTH et al. 1960

\* 20-130 cm - nicht erhoben

seite. Laubmischwald kommt hier vor. Laubbäume sollten daher beim Jungwuchs natürlicherweise stark vertreten sein. In den vier Engadiner Gebieten wurden dagegen fast ausschliesslich Nadelwälder erfasst.

In Kufstein und in Werdenfels sinken die Jungwuchsdichten von der ersten zur zweiten Höhenstufe drastisch.

Ab 75 cm wurden in Werdenfels nur noch vereinzelt Fichten gezählt. Als Hauptursache wird, gestützt auf Einzäunungen, der Verbiss genannt. (MAYER 1975) beschreibt mehrere Naturwaldreservate, in denen die Naturverjüngung ebenfalls durch Totalverbiss ausfällt.

Auf den ersten Blick scheinen die Verhältnisse im Unterengadin weniger extrem, wurden doch in der oberen Höhenklasse noch über 100 Bäume gezählt, die die Stangenholzstufe ergänzen können. Bei mittleren Stammzahlen von 1000 bis 3000 Stück pro Hektar (KURTH et al. 1960) konnte damit eine beschränkte Walderneuerung stattfinden.

Genauer betrachtet, drängen sich aber andere Folgerungen auf:

Die heute 150 bis 300 cm hohen Bäumchen sind bereits mehrere Jahrzehnte alt. Parallel zum Rotwildbestand stieg die Verbissbelastung nach den 40er Jahren (NÄSCHER 1979) an. In den Wintereinständen um Sur En setzte diese Entwicklung mit einer deutlichen Verzögerung gegenüber dem Raum Zernez ein. Ein Grossteil des grösseren Jungwuchses durchlebte die Verbissphase noch in Perioden mit wesentlich geringerer Wildbelastung.

In Zernez kommt ein weiterer Faktor hinzu:

Im Katastrophenwinter 1951 zerstörten Lawinen grosse Waldpartien. Da in diesen Flächen der Schnee höher liegt, ist der Jungwuchs in der Hauptverbisszeit von Januar bis März viel weniger belastet als im Plenterwald oder gar in Hochwaldflächen (BERGER 1979). Daher konnte auf den ehemaligen Lawinenflächen von Gondas ein neuer Jungwald aufkommen. In den übrigen Teilen des Gebietes Zernez können nur noch sehr vereinzelt Jungbäume die verbissgefährdete Höhenklasse durchwachsen.

Da an südwestlich bis südöstlich gelegenen Hängen die Walderneuerung schon aus klimatischen Gründen verlangsamt wird und dieselben Wälder durch das Rotwild als Wintereinstände bevorzugt werden, ist die kontinuierliche Walderneuerung nicht mehr möglich.

Statt die heute schon ungünstige Waldstruktur durch Pflege verbessern zu können, muss eine weitere Vereinheitlichung in Kauf genommen werden. An günstigen Stellen versucht das Forstamt durch kostspielige Einzäunungen lokal die Verjüngung einzuleiten.

Im Gebiet Sur En müssen wir zwei Fälle unterscheiden:

Für die südwestlich bis südöstlich exponierten Hänge gilt das gleiche wie für das Gebiet Zernez. In den ausgedehnten Wäldern der Schattenhänge bieten sich bei genügender Jungwuchsförderung durch den Forstbetrieb gute Voraussetzungen für das Aufkommen junger Bäumchen.

Seit wenigen Jahrzehnten herrscht jedoch eine bedeutende Verbissbelastung. Sie betrifft vor allem die Schotterterrassen und die Hänge der unteren Lagen, da diese als Wintereinstände durch das Rotwild besiedelt sind. Ob in diesen Teilen die **Naturverjüngung** über stufige Bestände entwickelt und der Wald erneuert werden kann, hängt von den örtlichen Verhältnissen und vom **Verjüngungsverfahren** ab. Sie wird durch die weitere Entwicklung der Rothirschbestände entscheidend geprägt. In vielen Beständen der Schattenhänge sollte die Verjüngung eingeleitet werden. Diesen Aufwendungen steht aber in den meisten Fällen die Ungewissheit des **Resultates** gegenüber. Wird nicht eingegriffen, so nimmt die Fläche mit einstufigen und **schlussendlich** überalterten Beständen zu. Dadurch wird aber die nachhaltige Erfüllung der **Waldfunktionen** nicht nur an Südhängen, sondern selbst an Nordhängen der Wintereinstände und auf Terrassen in Frage gestellt (s. Gesamtdiskussion).

Auf Ivrainna finden wir wesentlich günstigere Verhältnisse. Die den Pflanzengesellschaften entsprechenden Baumarten kommen auch im **Jungwuchs** in Mischbeständen vor. Nur im Zwergseggen-Engadinerföhrenwald sind aus edaphischen Gründen niedrige **Jungwuchsdichten** gezählt worden, doch lassen sich jene durch die **grossflächigen** Abholzungen erklären.

Obwohl sich im Sommer viele Rothirsche im Gebiet Ivrainna aufhalten, **wird hier** der **Jungwuchs** viel weniger verbissen als in den Wintereinständen. **Bekräftigt** wird diese Aussage durch die Analyse des Panseninhalts (Kapitel 7).

## 6.7 Zusammenfassung

In den **Wintereinstandsgebieten** und in einem Sommereinstandsgebiet der Rothirsche wurden Jungwuchs und Wildschäden in Wäldern mit einem Stichprobenverfahren aus anderen **Gebirgs**wäldern verglichen.

Feg-, Schlag- und Schältschäden werden in den Unterengadiner-Wäldern nur lokal **gehäuft** beobachtet.

Der Verbiss an Jungbäumen belastet hingegen die **Baumverjüngung** in Wintereinständen in hohem Mass. **Hauptverursacher** ist der Rothirsch. Sein Bestand hat in den letzten 40 Jahren stark zugenommen. In seinen bevorzugten Wintereinständen, den Sommerhängen tieferer Lagen, sowie um **Winterfütterungen** ist gegenwärtig die natürliche Walderneuerung durch den Verbiss des **Jungwuchses** blockiert. In den übrigen **Wäldern** der Wintereinstandsgebiete wird die Verjüngung stark behindert. Dadurch werden die Möglichkeiten zur Erzielung stufiger, reich **strukturierter** Bestände eingeschränkt. Langfristig könnte dies in den unteren Lagen vermehrt zu einstufigen und schlussendlich zu instabilen Gebirgs-wäldern führen.

Im untersuchten Sommereinstandsgebiet am Rande des Schweizerischen Nationalparks war die Verbissbelastung wesentlich geringer. In einigen Wäldern im Nationalpark können **Verbiss**-**belastungen** auftreten, doch kommen hier als Verursacher verschiedene Tierarten in Frage.

## 7. AUSWERTUNG VON PANSENPROBEN

### 7.1 Methode

Im Pansen wird die verzehrte **Äsung** gründlich durchfeuchtet und gemischt. Mikroorganismen bauen die Pflanzengewebe teilweise ab. **Grösse** und Aktivität des Pansens verändern sich im Laufe des Jahres (HOFMANN 1978).

Ausführliche Analysen von Panseninhalt wurden in mehreren Teilen Europas durchgeführt (DZIECIOLOWSKI 1970, ONDERSCHEKA und JORDAN 1974, JENSEN 1958, MICHEL et al. 1977).

1977 erhielt ich von der **Nationalparkverwaltung** sechs Pansenproben. Sie stammten von Rothirschen, welche im Juli und im August erlegt worden waren (Hegeabschüsse). Im Hochwinter 1980 sowie im November und im Dezember 1981 sammelte die Wildhut im Raum Zernez weitere Proben von Fallwild und Tieren aus Hegeabschüssen. Die Proben wurden jeweils an mehreren Stellen des Pansens entnommen und sofort tiefgekühlt. Für die Analyse entnahm ich der aufgetauten und gemischten Probe drei Stichproben von etwa 0,5 ml Volumen. Auf einem Sieb mit 1 mm **Maschenweite** wurde das Material gespült und der Feinanteil mit einem **Faltenfilter** gesammelt.

Den Grobanteil zerlegte ich unter der **Stereolupe** in drei Fraktionen:

- N - Nadelholz (Nadeln und Zweigstücke)
- G - Gräser und **Grasartige** (Blätter und **Stengel**)
- R - übrige Pflanzenteile (Blätter, Apfeltrester, Zweigstücke)

Diese drei Fraktionen sowie der Feinanteil wurden bei 60° getrocknet und auf 1 mg genau gewogen.

Bei der Auswertung konzentrierte ich mich auf den Nadelholzanteil, gemessen an der Summe der drei Fraktionen N, G und R.

Nimmt man an, dass der Nadelholzanteil im Pansen langsamer zerfällt als Gräser und vor allem als **Krautäsung**, muss die **Fraktion N** im nicht bestimmbar feinen Anteil kleiner sein als beim analysierten Teil.

Damit dürfte der gemessene N-Wert eher über dem tatsächlichen Nadelholzanteil des gesamten Panseninhalts liegen.

Zum Vergleich des Nadelholzanteils mit der Witterung zur Zeit der Probenahme standen Daten der Messstation Scuol zur Verfügung. Scuol liegt etwa 200 bis 400 m unter den wichtigsten Wintereinstandsgebieten in Zernez.

Bei den meisten Tieren lagen die Nadelholzanteile der drei Stichproben nahe beieinander. Die geringe Streuung bestätigte, dass die Methode für unsere **Ansprüche** genügend genau ist. In der **Folge** werden die durchschnittlichen **Gewichtsprozentwerte** pro Pansen angegeben.

### 7.2 Resultate

In Tabelle 14 werden die Gewichtsprozent der Nadelholzanteile und die Mächtigkeit der **Altschneedecke** aufgeführt.

In keiner der sieben Sommerproben fand ich Spuren von Nadelholzpflanzen. Die erste Probe mit einem geringen Nadelholzanteil stammt vom 26. Oktober. Vier Tage zuvor hatte es geschneit. Seither waren die Wiesen der Talsohle schneebedeckt. **Südhänge** und **der Waldboden** dürften aber bereits wieder aper gewesen sein. Von den sechs Novemberproben enthielt nur eine einen mittleren Nadelholzanteil.

Im Dezember weisen die Winterdaten eine völlig andere Verteilung auf:

Südhänge und Dickungen im Wald waren vermutlich zu Beginn stellenweise schneefrei. Die Monatssummen der Niederschläge entsprachen vom Januar bis zum März dem langjährigen Mittel. Eine mächtige Schneedecke prägte bis im März die Landschaft. Die Nadelholzanteile sind ziemlich gleichmässig zwischen 0 und 50% verteilt, ein Wert übersteigt 50%.

Selbst in dieser Zeit bildeten Gräser und grasartige Pflanzen die Hauptmenge des Panseninhalts. Auch Teile von Sträuchern und Zwergsträuchern wurden mehrmals gefunden. Ein Teil der Grasfraktion stammte wohl von den Winterfütterungen. Nur einmal fand ich in einer Probe Apfelkerne als Hinweis auf den für die Winterfütterung oft benutzten Obsttrester.

Frische **Grasteile** beweisen einerseits die **grosse** Bedeutung der Bodenvegetation für das Rothwild. Offenbar finden die Tiere auch in **schneereichen** Zeiten Zugang zur Bodenvegetation. Andererseits zeigt die Pansenanalyse, dass im Winter die meisten, wenn nicht sogar alle Rothirsche Nadelbäume als Äsungsquelle benutzen. Der Panseninhalt liefert ja nur einen kurzfristigen Rückblick auf die Äsungsgewohnheit eines Tieres. Wahrscheinlich haben auch die zwei Rothirsche mit Nullwerten früher Nadelbäume verbissen.

Im Durchschnitt erreichte der Nadelholzanteil aller Pansenproben des Winters 24 Gewichtsprozent.

Ende März 1980 setzte Tauwetter ein. Am 29. März mass man in Scuol noch 3 cm Altschnee, am 3. April war die Schneedecke in **Scuol** und **kurze** Zeit später auch in **Zernez** geschmolzen.

Leider erhielt ich für den April nur drei Pansenproben. Sie enthielten geringe Nadelholzanteile.

Tabelle 14: Nadelholzanteile in Pansen von 39 erlegten Rothirschen aus dem Raume Zernez

Monate	Nadelholz in %	Mittelwert	Altschneedecke
Juli-Sept.	0,0,0,0,0,0,0	0	0 cm
November	0,5,9,0,0,20	6	0-22 cm
Dez./Jan.	36,43,7,23,7,0,13,44,36	23	20-75 cm
Februar	17,46,30,8,23,30,0,11,7	19	66-94 cm
März	1,22,22,56,44	29	4-65 cm
April	2,5,5	4	0 cm

### 7.3 Diskussion

**JENSEN** (1958) errechnete von **Winterproben** aus dänischen Rothirschen einen durchschnittlichen Fichtenanteil von **25%**. **Tanne** und **Waldföhre** erreichten **wohl** entsprechend ihrem Vorkommen geringere Anteile. Gräser und **grasähnliche** Pflanzen bildeten mit ca. 50% die Hauptmasse, und auch **Zwergsträucher** waren stark vertreten. Unter völlig anderen **Umweltbedingungen** finden wir eine gute **Übereinstimmung** mit den Resultaten aus dem Unterengadin.

**ONDERSCHEKA** und **JORDAN** (1974) arbeiteten in einer Voralpenregion Österreichs. Sie ermittelten für Sommer- und **Winterproben** ähnlich **grosse Nadelholzanteile**, nämlich 14% und 15%. Gräser und grasähnliche Pflanzen erreichten **26%** und **27%**. Im Winter bildete **Zusatzfutter** die Hälfte des Panseninhalts.

Durch **Direktbeobachtungen** und **Spurenkontrolle** studierte **DZIECIOLOWSKI** (1967) das Futterwahlverhalten von Rothirschen im südlichen Polen. Im Winter bildeten Nadelhölzer einen beträchtlichen Teil der **Äsung**. 90% der Beobachtungen betrafen geschälte Rinde der

Waldföhre und der Fichte. Von den restlichen 10% entfielen die Hälfte der Bisse auf den forstlich nicht genutzten Wacholder.

Ein anderes Bild erhält man von den Pansenanalysen desselben Autors (DZIECIOLOWSKI 1970). Die Waldföhre wurde im Herbst und im Winter verbissen. Im Winter bildeten Föhrennadeln und -zweige einen Grossteil der Äsung. Zähe Äsung von Sträuchern, Zwergsträuchern und Laubbäumen waren ebenfalls wichtig. Hingegen wurden Gräser und grasartige Pflanzen nur mit 5% und die übrigen Pflanzengruppen mit 5% nicht häufig verbissen.

Diese Arbeiten zeigen zunächst, wie gut sich der Rothirsch lokalen Verhältnissen anpassen kann. Wahrscheinlich vermitteln sie viel stärker ein Abbild der lokal zugänglichen Äsung als einen Einblick in das Futterwahlverhalten dieser Tierart. Zwar sind Präferenzen nicht zu leugnen, verbissen wird aber, was erreichbar ist. HOFMANN'S Einstufung als Mischäser (1978) wird diesem Verhalten bestens gerecht.

Auch die Beobachtungen von BERGER (1979) und meine eigenen Arbeiten bestätigen dieses Bild: in der schneefreien Zeit ernährt sich der Rothirsch von Gräsern, Sauergräsern und Kräutern. Zwergsträucher und Laubbölder wurden im Engadin seltener verbissen als in Dänemark, Österreich und Polen. Laubbäume und Sträucher sind im trockenen Unterengadin viel seltener als in diesen Gebieten, werden aber lokal sehr stark verbissen.

Solange im Winter nur wenig Schnee liegt, wird die Bodenvegetation freigescharrt. Die Winterfütterung bleibt zu dieser Zeit unbenutzt. Der Jungwuchs der Nadelbäume ist für den Rothirsch noch wenig attraktiv. Erst wenn durch eine hohe Schneedecke die Bodenvegetation nur noch an Speziallagen zugänglich ist, weichen die Tiere auf den Verbiss von Fichtenzweigen und von herabhängenden Ästen aus. Kleinere Jungbäume schützt der Schnee für eine gewisse Zeit. Auch die einjährigen Triebe der Lärchen und Waldföhren werden verbissen. Alle drei Baumarten dienen dem Schalenwild als Notäsung. Solange andere Gehölzpflanzen und Stauden erreichbar sind, werden diese eindeutig bevorzugt (NÄSCHER 1979, VOSER 1981).

Die grossen Unterschiede im Nadelholzanteil der Hochwinterproben beweisen, dass auch in diesen Monaten verschiedene Äsungsquellen vorhanden sind. Extrem schneereiche Winter können jedoch zu Schadenjahren für den Waldjungwuchs werden.

## 7.4 Zusammenfassung

Wildhüter und Parkwächter sammelten zu verschiedenen Jahreszeiten aus den Pansen von 39 Rothirschen Nahrungsproben. Mit Hilfe einer Stereolupe wurde bestimmt, wie gross der Anteil der Nadelhölzer am Panseninhalt ist. Da Nadeln und Kurztriebe von Fichten, Föhren, Lärchen und Arven langsamer zerfallen als feine Blätter und Obsttrester aus Winterfütterungen, dürften die tatsächlichen Äsungsanteile dieser Arten niedriger sein als die Nadelholzanteile im Pansen.

In den Proben aus den Sommermonaten wurden keine Spuren von Nadelhölzern gefunden. Zu Beginn des Winters und am Winterende enthielten die Proben nur geringe Nadelholzanteile.

Grosse Unterschiede waren bei den Proben der Monate Dezember bis März festzustellen: der Nadelholzanteil schwankte zwischen 0 und 56 Gewichtsprozent bei einem Mittel von 24 Gewichtsprozent. In dieser Zeit beäsen wahrscheinlich sämtliche Rothirsche junge Nadelbäume und herabhängende Äste. Baumrinde wurde hingegen in keiner Probe gefunden. Der Grasannteil ist in allen Proben sehr hoch.

Nadelbäume sind offensichtlich eine Ausweichnahrung. Erst wenn nicht mehr alle Tiere des Bestandes die bevorzugte Bodenvegetation beäsen können, werden vermehrt Nadelbäume verbissen.

### Altschneedecke

0 cm
0-22 cm
20-75 cm
66-94 cm
4-65 cm
0 cm

## 8. GESAMTDISKUSSION

Dank **Langfristuntersuchungen**, mehreren Forschungsprogrammen und Einzelstudien verfügen wir über ein **umfangreiches** ökologisches Wissen zum Problemkreis Rothirsch im Raume des Schweizerischen Nationalparks. In der Gesamtdiskussion will ich versuchen, die eigenen Arbeiten in diesen umfassenderen Rahmen zu stellen. Ein Grossteil der Folgerungen wurden gemeinsam mit meinen **beiden** Kollegen, Dr. CH. BUCHLI, Zernez, und Dr. H.J. BLANKENHORN, Hinterkappelen, während des Proget d'ecologia erarbeitet.

### 8.1 Angaben zur Wilddichte

Die Wilddichte wird üblicherweise in der Stückzahl pro hundert Hektar Wald angegeben. Günstige geographische Verhältnisse und die intensive Arbeit mit modernen Methoden geben einen guten Einblick in die Bestandesgrösse und in die Populationen des **Untersuchungsgebietes**. **Dennoch** sind die angegebenen Zahlen mit Unsicherheiten belastete Schätzungen.

Da sich fast **alle** Rothirsche während des Jahres an verschiedenen Orten unterschiedlich lange aufhalten, müssen die Schätzungen dies berücksichtigen. Die **Waldfläche** vom Unterengadin und vom **Münstertal** wird mit 21 700 ha angegeben (BARANDUN 1976). Der berechnete **Winterbestand** inklusive Anteil Oberengadin lag 1973 bis 1981 zwischen 3100 und 4200 Stück. Auf den Anteil am Oberengadin entfallen **jeweils** etwa 300 Stück. **Falls** die ganze **Waldfläche** dem Rothirsch als Winterbestand zur **Verfügung stände**, betrüge die Rotwilddichte somit 13 bis 18 Stück pro 100 ha. Realistisch ist jedoch die Annahme, dass nur ein Drittel dieser Fläche im Winter zur Verfügung steht. Selbst in diesem Drittel sind sonnige Lagen und geschützte Orte bevorzugt. Am Munt **Baselgia** überwintern auf einer Fläche von etwa 200 ha Wald 100 bis 120 Rothirsche (**Wildhüter DENOTH** mündlich).

In **beiden** Fällen muss in **Wintereinständen** eine Rothirschdichte von mindestens 50 bis 60 Stück auf 100 ha Wald angenommen werden. **MAYER (1973)** hält dagegen eine Rothirschdichte von 2,5 Stück auf **äusseren Waldstandorten** der Gebirge für waldbaulich gerade noch tragbar.

Zwar werden die **Wintereinstände** nur vier bis fünf Monate belegt. An den extrem hohen Wilddichten ändert nicht viel, dem die tragbare Populationsgrösse muss sich nach dem empfindlichsten Teil der Kette der belegten Teilhabitate richten. Leider ist dies ausgerechnet der Wald in den Wintereinstandsgebieten. Noch höhere Rothirschdichten wurden während **Nacht**taxationen auf vielen **Futterwiesen** ermittelt. Als mittelgrosse Dichte wurden Werte unter 70 Stück, als hohe Dichte 70 bis 150 Stück und als sehr hohe Dichte über 150 Stück pro ha Wiesland definiert.

Auf exponierten Wiesen walddreicher Lagen (Kapitel 3) konnten im Frühjahr im Durchschnitt von fünf Jahren folgende Rothirschdichten berechnet werden:

- <b>S-charl</b> (Gemeinde <b>Scuol</b> )	314 Stück pro 100 ha
- <b>Vallatscha</b> (Gemeinde <b>Tarasp</b> )	306 Stück pro 100 ha
- <b>Sur En d'Ardez</b>	280 Stück pro 100 ha
- <b>Sandögna</b> (Gemeinde <b>Susch</b> )	175 Stück pro 100 ha
- Zernez südlich Spöl	155 Stück pro 100 ha
- <b>Müfaiets</b> (Gemeinde <b>Tschierv</b> )	255 Stück pro 100 ha

Die Aufenthaltsdauer der Hirsche auf **Futterwiesen** schwankt von Jahr zu Jahr. In den obersten Höhenlagen von **S-charl** und um **Tschierv** können die Rothirsche besonders lange verwei-

len. In der Regel dürften die **Futterwiesen** im Frühjahr bis sechs Wochen vom Rothirsch aufgesucht werden.

Auch in den Sommereinstandsgebieten, vorab im Schweizerischen Nationalpark, können beachtliche Konzentrationen auftreten. Auf den ehemaligen Wiesen von **Il Fuorn** am Ofenpass wurden während der Nachttaxationen im **Mittel** von fünf Jahren etwa **400** Stück pro **100** ha Weidefläche gezählt. Hier äsen Rothirsche während des ganzen Sommers bis zu den Schneefällen im Herbst. Zusätzlich finden sich hier regelmässig Gamsen ein.

Im Sommereinstand des Val **Trupchun** werden Bestände von über **400** Stück angegeben (Jahresberichte der Eidgenössischen Nationalparkkommission).

Etwa die Hälfte des **2000** Hektar grossen Gebietes besteht aus vegetationsarmen Felsfluren und aus Gesteinsschutt. Als Ernährungsbasis dienen den Rothirschen, Gamsen, Rehen, Steinböcken und Murmeltieren etwa **750** ha subalpine und alpine Weidefläche und etwa **250** ha Wald, Legföhren und Grünerlen. Allein die Rothirschdichte übersteigt hier in den fünf Sommer- und Herbstmonaten **40** Stück pro **100** ha Wald und Weide.

Zum Vergleich ein paar Angaben aus anderen Teilen **Europas** zitiert:

In der Kufsteiner Studie mit extrem hohen Wildschäden (**KAMMERLANDER 1978**) wurde die Dichte aller **Schalenwildarten** auf **9** beziehungsweise auf **22** Stück pro **100** ha Wald geschätzt.

Im Werdenfelser Land (**BURSCHEL et al. 1977**) werden für Rothirsch und Gamsen zusammen **9 bis 12,7** Stück pro **100** ha Wald angegeben.

In einem Berggebiet in den Vogesen wurden bei einer Dichte von **4** Stück bereits **übermässige** Wildschäden an der Vegetation registriert (Cemagref-Studie No. **492**). Ähnlich hohe **Rothirschdichten** wie im Unterengadin und im **Münstertal** wurden nur in Teilhabitaten Schottlands nachgewiesen: nach (**MIRCHELL et al. 1977**) konnten dort lokale Werte von **25 bis 40** Stück pro **100** ha Heide ermittelt werden.

Diese Vergleiche zeigen zur Genüge, dass die Rothirschdichte im Unterengadin und im **Münstertal** jedes verantwortbare Mass übersteigt.

## 8.2 Konstitution und Kondition

**BUCHLI (1979)** untersuchte Konditions- und Konstitutionsmasse an Teilpopulationen der Region um den Schweizerischen Nationalpark. Seine Arbeiten konnte er **hernach** auf den gesamten Kanton Graubünden und auf das **Wallis** ausdehnen (**BUCHLI 1982**).

Die Auswertung der Jagdstrecken führte zu deutlichen Aussagen: Die **Gewichtsmittelwerte** ausgewachsener Hirschkühe in den **beiden** Jagdbezirken um den Nationalpark **betragen 1982 64,6 kg und 68,9 kg**, in den restlichen zehn Jagdbezirken lagen sie über **70 kg**, wobei in den besten Bezirken Vorderrhein und Moesa Werte von **77 und 78 kg** erreicht wurden.

Der Anteil an Tieren mit schlechter Konstitution betrug um den Nationalpark **44,4%** und **50%**, im Vorderrhein hingegen **7,7%**, und in **Moësa** hatte keine von sechs erlegten Hirschkühen eine schlechte Konstitution.

Die Konstitution der Tiere ist somit bei den Populationen um den Nationalpark erheblich schlechter, bei den Populationen in neuen Rothirscheinständen dagegen besser als **im** Mittel der gesamten Bestände Graubündens.

Die Kondition, die momentane Verfassung der Tiere in bezug auf ihren Ernährungs- und Gesundheitszustand, **ihre** Leistungsfähigkeit und ihre Widerstandskraft, weist erhebliche Unterschiede im Wechsel der Jahreszeiten und von **Jahr** zu **Jahr** auf. Die Kondition wird vor allem durch die **Fettreserven** gemessen. Im Herbst der Jahre **1972 bis 1976** konnte Buchli sehr **grosse**

Konditionsunterschiede in den Teilpopulationen um den ältesten Teil des Nationalparks und jenen in entfernten Gebieten nachweisen. Zahlreiche Wildhüter, Parkwächter und Jagdaufseher ergänzen mit ihren Beobachtungen diese Messungen. Sie lassen folgende Schlüsse zu:

- In warmen, feuchten Vegetationsperioden können sich die meisten Rothirsche in den Sommerinständen ausreichend ernähren und genügend Fettreserven aufbauen. Dies war beispielsweise 1977 der Fall.
- Bleibt hingegen der Sommer trocken, und zwingt ein früher Kälteeinbruch mit Schnee in den höheren Lagen die Tiere zum vorzeitigen Verlassen der Sommerinstände, ist ein **Grossteil** der Population schlecht konditioniert.
- Ein kalter, **schneereicher Winter** kann dann ein Massensterben und vermutlich **besonders grosse Wildschäden** im Wald verursachen. Im ersten Beobachtungsjahr 1976 und im Winter 1976/77 trat dieser **Fall modellhaft** ein.

Für die hohe **Wilddichte** erstaunlich gering ist hingegen der Parasitenbefall (DOLLINGER 1974, BUCHLI 1979). Der Grund liegt im ausgeprägten kontinentalinneralpinen Klima mit seiner Trockenheit und seiner **Kälte sowie** im Wanderverhalten, welches die **länger** dauernde Besetzung einer Fläche verhindert.

### 8.3 Winterfütterung und Wintersterben

Gestützt auf das kantonale Hegereglement vom 13. Mai 1974 werden von den Jägern etwa 30 **Futterstellen** betrieben. Reglementgemäss liegen sie an geschützten Orten abseits von Siedlungen. Die Fütterung wird auf die Notzeit beschränkt. In milden Wintern und zu Zeiten mit genügend aperen Flächen an Südhängen wird das angebotene Futter, Heu und Obsttrester, vom **Rothirsch kaum angenommen**. Die Rothirsche werden also nicht wie im Bayrischen Wald und an vielen anderen Orten wie domestizierte Tiere durchgefüttert (SCHRÖDER 1977, WOTSCHIKOWSKY 1981).

Trotz dieser zurückhaltenden Praxis wird in die Wirkungsweise eines wesentlichen Regulators, des Winters, **eingegriffen**. Dies könnte verantwortet werden, wenn zum Ausgleich eine angepasste künstliche Regulation durch **Bejagung** erfolgen würde.

Tabelle 15: Grosse Wintersterben beim Rothirschbestand im Gebiet um den Schweizerischen Nationalpark

Jahr	registriertes Fallwild	Bestand vor Wintersterben	% des Ausgangsbestandes
1945	93	500	19%
1950	120	800	15%
1952	200	1000	20%
1955	240	1400	17%
1959	500	2000	25%
1970	678	3841 <sup>2</sup>	18%
1977	600	5126 <sup>2</sup>	12%
1980	436 <sup>1</sup>	4463 <sup>2</sup>	-
1982	300 <sup>1</sup>	4128 <sup>2</sup>	-

<sup>1</sup> ohne Wintereinstandsgebiete um S-chanf  
Berechnung auf Grund einer Computersimulation

In Tabelle 15 werden die im Gebiet registrierten **grösseren** Wintersterben und der jeweils geschätzte Sommer- respektive Herbstbestand der vorangegangenen Vegetationsperiode aufgeführt. Nach **SCHLOETH** und **BURKHARDT (1961)**, **BUCHLI et al. (1979 und 1982)** und **DENOTH** mündlich.

Die Wintersterben konnten in strengen Wintern durch die **Winterfütterung** nicht verhindert werden.

Jagd und Fallwild zusammen ergaben seit 1971 einen jährlichen Abgang von durchschnittlich 750 Stück, wobei 1976 inklusive Wintersterben **ca. 2000** Stück, 1979 1200 zu **verzeichnen** waren.

Folgt im Herbst mit einer grossen Jagdstrecke ein überdurchschnittliches Wintersterben, nimmt der **Rothirschbestand** deutlich ab, in 2 bis 3 normalen Jahren werden diese Abgänge jedoch wieder kompensiert.

## 8.4 Tragbare Wilddichte

Wie stark der **Wildbestand** eines Gebietes die Vegetation und damit seinen **Lebensraum** beeinflusst, hängt wesentlich vom Verhältnis der Bestandesgrösse zum **Äsungsangebot** ab. Das **Äsungsangebot** auf einer Fläche wechselt im Lauf der Jahreszeiten **sehr** stark (**KLOETZLI 1965**). Nur in Spezialfällen kann daher die tragbare Wilddichte in absoluten Zahlen angegeben werden. In der Regel muss man versuchen, die tragbare Wilddichte auf Grund der Belastung der Vegetation und des Zustandes der Tiere zu beurteilen (**ELLENBERG 1977**). Weiter soll zwischen wirtschaftlich und ökologisch tragbarer **Wilddichte** unterschieden werden (**PFLUG und WEDEK 1977**).

Das Anwachsen der Rothirschbestände führte im Untersuchungsgebiet lokal zu Wilddichten, die zu den höchsten **Europas** gezählt werden dürfen. Dadurch entstehen folgende wirtschaftliche Belastungen (s. Abbildung 30):

- Auf **Futterwiesen** um die **Wintereinstände** und entlang der Wanderrouen können zum Teil beträchtliche **Ertragsausfälle** an **Rauhfutter** nachgewiesen werden. Besonders exponierte Bergbauernbetriebe erleiden dabei starke Verluste durch eine kleinere Produktion bei nur geringer Reduktion des Betriebsaufwandes. Ein Teil dieser Verluste wird durch Entschädigungen vergütet.
- In exponierten Lagen ist der Anbau von Gerste, Mais, **Kartoffeln** und Gemüse mit einem hohen Risiko verbunden. Trotz Schadenvergütung **wird** dann die Anlage solcher Kulturen sinnlos. Der Bewirtschafter muss sich somit auf die Viehzucht und auf **Dauerwiesen** beschränken.
- Auf Alpweiden entlang des Schweizerischen Nationalparks muss eine Reduktion der Anzahl Stosstage in Kauf genommen werden.

Nach 1971 stiegen die **Wildschadenvergütungen** stark an (**BUCHLI et al. 1979**). 1974 und 1975 mussten dafür im Untersuchungsgebiet je rund 200 000 Franken aufgewendet werden. In den folgenden Jahren gingen die Entschädigungen auf etwa 150 000 Franken zurück, und 1982 betragen sie nach den Angaben des kantonalen Jagdinspektorates 87 000 Franken. Diese Zahlen spiegeln keineswegs die tatsächliche Schadenssituation wider, sondern sind vor allem ein Abbild der Forderungen und der **Vergütungspraxis**.

Weitere Aufwendungen werden von den Jägern geleistet. Beispielsweise wurden im Winter 1982 106 Tonnen Heu und 50 Tonnen **Saftfutter** verfüttert.

**Wirtschaftlich** kaum erfassbar sind die **Langzeitschäden** am Wald. Seit mehreren Jahren wird versucht mit Einzäunungen den Jungwuchs vor dem Verbiss zu schützen. Die Kosten dafür sind ein Bruchteil der effektiven Waldschäden. Diese stimmen aber keineswegs mit **allen** Lagen über-

ein, auf welchen Einzäunungen notwendig wären. Die meisten Betroffenen sind sich einig, dass den **Rothirschen** als Bewohnern der **Gebirgslandschaft** ein «**Nutzungsrecht**» zusteht. In Wildern mit Wintereinständen und auf besonders **exponierten** landschaftlich genutzten Flächen wird jedoch die wirtschaftlich tragbare **Rothirschdichte** seit vielen Jahren überschritten. Da ein **Grossteil** der **Schäden** erst im **Katastrophenfall** sichtbar würde, kann ihr finanzieller Umfang nicht **abgeschätzt** werden. In einer **forstwirtschaftlich** schwierigen Zeit müssen auf alle Fälle die Anstrengungen für die **Wildschadenvermeidung** sehr deutlich verstärkt werden.

Dass sogar die biotisch tragbare Wilddichte überschritten ist, zeigen mehrere Tatsachen:

- Die Populationen im Untersuchungsgebiet weisen einen bedeutend höheren Anteil an Tieren mit schlechter Konstitution auf als solche in entlegeneren Vergleichsgebieten.
- Trotz **Notzeitfütterung** werden wiederholt überhöhte Wintersterben verzeichnet.
- In älteren Wintereinstandsgebieten ist eine natürliche Verjüngung der **Waldbestände** ausgeschlossen. In jüngeren Wintereinstandsgebieten ist sie unter dem gegenwärtigen **Wildverbiss** nicht mehr überall gewährleistet.
- Zahlreiche Beobachtungen lassen den Schluss zu, dass sich die meisten **Rothirsche** in ungünstigen Jahren in den Sommereinständen nicht mehr ausreichend ernähren können. Die oft ungenügenden **Fettreserven** im Herbst sind eine Voraussetzung für die **überhöhten Wintersterben**. Die maximale Ausnutzung des **Sommeräsaungsangebotes** könnte auch ein Grund für den nachgewiesenen Rückgang **anderer Tierarten** wie Reh und Gemse sein (SCHLOETH 1972). Dabei stehen dem Rothirsch ausgedehnte potentielle Sommereinstände zur Verfügung. Wegen der starren Bindung an das tradierte Wanderverhalten können die heutigen **Pendlerpopulationen** nicht in diese Gebiete ausweichen. Die **Ausreisser** (Kapitel 3) stehen aber in jenen Gebieten unter derart hohem **Jagddruck**, dass sie dort keine neuen Bestände aufbauen können.

Ein gleichmässig verteilter reduzierter Sommerbestand würde auch in ungünstigen Jahren eine genügende Ernährung sichern. Nadelbäume, insbesondere Fichten, gehören nicht zur bevorzugten Winteräsung. Solange Gräser, Kräuter, Zwergsträucher und Sträucher erreichbar sind, werden Nadelhölzer nur vereinzelt verbissen (BERGER 1979). Wahrscheinlich würden im Sommereinstand genügend ernährte Rothirsche den **Jungwuchs** an Nadelbäumen **weniger** belasten als heute.

Das Überschreiten der **biotisch** tragbaren Wilddichte muss nicht unbedingt in kurzer Zeit zu einer **Bestandsreduktion** führen. Bis die **Überbeanspruchung** des Jungwuchses zum Beispiel zu grossen Bestandeszusammenbrüchen im subalpinen Gebirgswald führt, können viele Jahrzehnte vergehen.

Die Besiedlung durch Menschen erfordert aber die dauernde Erhaltung der **Schutzfunktion** der Waldbestände. **Futterwiesen**, Maiensässe und die Herabsetzung der effektiven Waldgrenze haben die Natur- zur Kulturlandschaft umgewandelt. Nur dank ihrem **grossen Äsungsangebot** und der **Raumaufteilung** konnten Überbestände entstehen. Bisher konnten keine Hinweise für eine **Selbstregulation** des **Rothirschbestandes** durch eine Verminderung der Nachwuchsrates gefunden werden (BUCHLI 1979).

Die biotisch tragbare Wilddichte der Kulturlandschaft wird dabei in zahlreichen Wildern der **Wintereinstandsgebiete** und möglicherweise auch in **Sommereinstandsgebieten** überschritten. Eine ausschliesslich natürliche Regulation der **Rothirschbestände** ist jedoch aus der Sicht der **Talbewohner** nicht **tolerierbar**, da sie das **Katastrophenrisiko** für lange Zeit stark erhöhen würde.

sind sich einig, dass  
nt» zusteht. In Wäl-  
n genutzten Flächen  
überschritten. Da ein  
finanzieller **Umfang**  
ssen auf alle Fälle die  
werden.

mehrere Tatsachen:  
eren Anteil an Tieren  
bieten.  
en verzeichnet.  
ang der **Waldbe-**  
unter dem **gegenwär-**

**Rothirsche** in **ungün-**  
ren können. Die oft  
überhöhten Winter-  
c auch ein Grund für  
nse sein (SCHLOETH  
ände zur Verfügung.  
ie heutigen **Pendler-**  
3) stehen aber in je-  
Bestände aufbauen

ungünstigen Jahren  
n gehören nicht zur  
d Sträucher **erreich-**  
Wahrscheinlich wür-  
in Nadelbäumen we-

ngt in kurzer Zeit zu  
shes zum Beispiel zu  
können viele Jahr-

der Schutzfunktion  
**effektiven** Waldgrenze  
ssen **Äsungsangebot**  
n keine Hinweise für  
r Nachwuchsrate ge-

reichen Wäldern der  
**oieten überschritten.**  
ch aus der Sicht der  
Zeit stark erhöhen



Abb. 30: Einstandsgebiete der Rothirsche zwischen Scuel und Ofenpass.  
Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie, 22.4.1986.

W = Wintereinstände mit Fütterungen. F = **Futterwiesen**, im Frühjahr und im Herbst belegt.  
S = Sommer- und **Herbsteinstände**. T = Tief gelegene **Sommereinstände**, Ausweichgebiete.  
P = **Potentielle Sommer- und Herbsteinstände** mit sehr geringer **Rothirschbelegung**.  
— = **Wanderrouten** aus den **Wintereinständen**. — = Grenze des Schweiz. Nationalparkes.

## 9. ZUSAMMENFASSUNG

Im Schweizerischen Nationalpark und in den tiefer liegenden Talern seiner Umgebung werden **extrem** grosse Konzentrationen von **Rothirschen** (*Cervus elaphus*) beobachtet.

In bewaldeten **Wintereinstandsgebieten** können Dichten von 40 bis 60 Stück, auf exponierten **Futterwiesen** im **Frühling** bis über 300 Stück und im Sommer auf alpmen Weiden über 40 Stück pro hundert Hektar Fläche auftreten.

Schlechte **Kondition** der **Tiere** und **periodisches** Massensterben sind nach **Buchli** 1979 die Auswirkungen eines **Überbestandes** auf die **Rothirschpopulation**. In Gebieten mit hohen **Dichten** **wird** auch die Vegetation der Kulturlandschaft betroffen. Im **Dürrejahr** 1976 erlitten die **Bergbauern** auf mittel bis **stark** belasteten Wiesen deutliche **Ertragsausfälle** durch die Rothirsche. Im Mittel der **Heuernte** erbrachten nicht eingezäunte **Flächen** einen **Minderertrag** von 6,6 kg Heu pro Are (17%). Auf zweimal gemähten **Futterwiesen** wurde zudem ein **Emdverlust** von 4,8 kg pro Are gemessen.

Im **fruchtbaren** Jahr 1977 betrug der **Heuverlust** 7,6 kg pro Are (12%). Am Emd entstand 1977 keine **Einbusse**, da die Rothirsche dank milder Witterung zur Zeit des **Emdschnittes** noch auf den Alpen weilten.

Auf den tiefer gelegenen Alpweiden im Grenzgebiet zum Nationalpark wird ein bedeutender **Teil** der **Futterproduktion** durch die Rothirsche genutzt. Die starke **Beäsung** der tiefer gelegenen **Alpweiden** des Nationalparks verhindert die **Wiederbewaldung** anthropogener **Waldlichtungen**.

**Langfristig** gravierende **Schäden** wurden am **Jungwuchs** der Wälder in den **Wintereinstandsgebieten** festgestellt. In west-, ost- und **südexponierten** Wäldern zeigte die Hälfte bis **zwei Drittel** aller kleinen Bäume **verbissene** Gipfeltriebe. An den Nordhängen war etwa ein Drittel der **Bäumchen** verbissen. Gerade die **Südlagen** wiesen schon wegen ihrer Trockenheit **geringe Jungwuchsdichten** auf und werden zusätzlich durch die **Rothirsche** **bevorzugt geschädigt**. Dadurch **entstehen** dort **kumulativ verschlechterte** Aussichten auf eine **natürliche** Erneuerung der Wälder.

Sollten die **Rothirschpopulationen** des Parks und seiner Umgebung nicht **stark** reduziert werden, ist die Stabilität immer grösserer **Waldflächen** im **Untere Engadin** und im **Münstertal** gefährdet.

## Reassunt (Traducziun; Chasper Buchli)

Aint il Parc Naziunal Svizzer ed illas valladas plü bassas i'ls **contuorns** da quel **vegnan** **observadas** **grandas** **concentraziuns** da **tshiervs** (*Cervus elaphus*).

**Gio'l** god, aint ils **refugis d'inviern**, **as** po **dombrar** 40 fin 60 **töchs**, da **prümavaira** stün prada **exposta** fin a 300 **töchs** e da stà **süls** **pasculs** **alpins** **daplü** da 40 **töchs** **sülla** **surfatscha** d'üna ha.

**Noscha** **cundiziun** da las **bes-chas** e **periodicamaing** **grandas** **mortoris** **durant** **invierns** **greivs** sun **seguond** **Buchli**, 1979, las **consequenzas** d'üna **surpopulaziun** **dal** **tshierv**. In **territoris** **eun** **grandas** **concentraziuns** vain eir **tangada** la **vegetaziun** dal **terrain** **cultivà**. **Ushè** es gnüda **registrada** **durant** la **stà** da la **süttina**, l'an 1976 **ün'evidainta** **perdita** da **racolta**, **causada** **tras** il **tshierv**. A **man** da **serragls** **construits** **sülla** **prada** s'ha **pudü** **constatar** pro la **racolta** dal **fain** in **media** ün **dan** da 6,6 kg pro **ara** (17%), **implü** 4,8 kg pro **ara** dal **rasdiv**.

**Dal** 1977, ün an **fich** **frütaivel** es **statta** la **perdita** dal **fain** 7,6 kg pro **ara**, **pero** **ingün** **dan** da **rasdiv**, **siand** **cha'ls** **tshiervs** **as** **rechattaivan** **grazcha** la **bell'ora** fin **tard** aint il **utourn** **süls** **ots**.

Eir **sülla** **alps** a l'ur **dal** **Parc** **Naziunal** **consüma** il **tshierv** **üna** **remarchabla** **part** **dal** **pavel** **avant** **man**. La **pasculaziun** **intensiva** da las **pas-chüras** **situadas** **plü** **bas** aint il **Parc** **impedischa** la **ringiuvinaziun** el **cresch** **natüral** **dal** **god** in **celerais** **antropogens**.

Dans da god alarmants a **lunga vista** esa da constatar impustüt aint **ils refugis** d'inviern. In gods chi **spuondan vers** saira, **daman** e **mezdi** as vezza cha pro la **mità** fin bod duos terzs dals böschins **giuvens** vain cuntinuantamaing **maglià** davent il **buorf**. Sün spuondas **vers** mezzanot sun **eir** danisats **almain ün terz** dals böschins. Il **tshier** preferischa impustüt spuondas **vers** mezdi, **ingio** cha'l god es inamöd main **spess pervi** da la süttina, que chi **cumulescha** las noschas vistas per ün **cresch natüral** dal god.

Scha las **populaziuns** da **tshier** aint ed intuorn il Parc Naziunal nu vegnan redottas **consequentamaing** e ferm, esa da prevair cha **grandas surfatschas** da god in Engiadina bassa e Val Müstair vegnan **vieplü** periclittadas.

## 10. LITERATURVERZEICHNIS

- ANDEREGG, R. 1982: Bartgeier. **Wildbiologie** für die Praxis 1(11).  
 ANNALEN der Schweiz. Meteorolog. Zentralanstalt 1976-1981.
- BARANDUN, S. 1976: **Entwicklungsplanung** Unterengadin-Münstertal: Lage- und Potentialanalyse. Teilbericht P. 2.2: Forstwirtschaft. - Chur, Stauffer + Studach Planungsbüro.
- BERGER, CH. 1979: **Räumliche** Verteilung von Wildschäden und Spuren von Rothirschen (*Cervus elaphus L.*) in einem Wintereinstand im Unterengadin. Diplomarbeit Universität Zürich.
- BLACK, C.A. 1965: Methods of soil analysis. - Madison, Wisc., Amer. Soc. Agronomy.
- BLANKENHORN, H.J., CH. BUCHLI und P. VOSER 1978: Wanderungen und jahreszeitliches Verteilungsmuster der Rothirschpopulationen (*Cervus elaphus L.*) im Engadin, Müinstertal und Schweizerischen Nationalpark. *Revue suisse zool.* 85(4): 779-789.
- BLANKENHORN, H.J. et al. 1979: Bericht zum Hirschproblem im Engadin und im Müinstertal. - Zürich, FORNAT, Forschungsstelle für Naturschutz und angewandte Ökologie.
- BOLLER-ELMER, K. 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Griiland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich 63.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1948/50: Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätiens. *Vegetatio* 1: 294-316, 129-146, 285-316; 2: 20-37, 214-237, 341-360.  
 - 1951: Pflanzensoziologie. - 2., umgearb. u. verm. Aufl. - Wien, Springer.  
 - 1961: Die inneralpine Trockenvegetation. *Geobotanica selecta* 1.
- BREITENMOSE, U. und U. IFF 1982: Luchs. **Wildbiologie** für die Praxis 1(9).
- BRUNIES, S. 1918: Der Schweizerische Nationalpark. - Basel, Schwabe.
- BUCHLI, CH. 1979: Zur Populationsdynamik, Kondition und Konstitution des Rothirsches (*Cervus elaphus L.*) im und um den Schweizerischen Nationalpark. Diss. Univ. Zürich.
- BUCHLI, CH., P. VOSER und H.J. BLANKENHORN 1979: Jahresbericht zum Hirschprojekt 1979. - Zürich, FORNAT.
- BUCHLI, CH. 1982: Die Konstitution ausgewachsener Hirschkühe in den 12 Jagdbezirken des Kantons Graubünden, 1982. - Zürich, FORNAT.  
 - 1982: Die Planung der Rothirschbejagung im Engadin und im Müinstertal. *Jagd und Hege* 5: 36-39.
- BURSHEL, P., H. LOEW und C. METTIN 1977: Waldbauliche Untersuchungen in den Hochlagen des Werdenfelser Landes. **Forschungsber.** Forstl. Versuchsanst. München 37.
- CEMAGREF, Groupement de Nogent-sur-Vernisson 1982: **L'alimentation** du cerf: potentialités alimentaires des peuplements forestiers. *Etudes du Cemagref* 492.
- DOLLINGER, P. 1974: Reduktionsjagden im Nationalpark - Ergebnisse der parasitologischen Untersuchungen. *Bündner Jägerzeitung* 61: 28-31.
- DZIECIOLOWSKI, R. 1967: Food of the red deer in an annual cycle. *Acta Theriologica* 12: 503-520.  
 - 1970: Foods of the red deer as determined by the rumen content analyses. *Acta Theriologica* 15: 89-110.
- EIBERLE, K. 1977: Zur Bedeutung der Wildschäden im Gebirgswald. *Schweizerjäger* 62(13/14): 598-600, 669-674, 692-694.  
 - 1978: Folgewirkungen eines simulierten Wildverbisses auf die Entwicklung junger Waldbäume. *Schweiz. Z. Forstwes.* 129: 757-767.
- EIDG. NATIONALPARKKOMMISSION; Schweizerischer Nationalpark, Jahresberichte. Bern.
- ELLENBERG, H. 1977: Das Reh in der Landschaft. **Jahrbuch** des Vereins zum Schutze der Bergwelt 42: 225-246.
- GADOLA, C. und H.R. STIERLIN 1978: Erfassung von Verbiss- und Fegschäden in Jungwaldflächen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 129: 727-756.

- und H. LANGENEGGER 1981: Forstliche Planung und Kontrolle mit Hilfe von permanenten Stichproben in einem Gebirgswald. Schweiz. Z. Forstwes. **132(2)**: 65-73.
- GALLENBERGER, K. 1980: Wolf. Wildbiologie für die Praxis **1(7)**.
- GEORGII, B. 1980: Radiotelemetrische Studien zur Ökologie des Rothirsches im Hochgebirge. **Wildbiol. Mitt. des Inst. f. Wildbiol. u. Jagdk. Univ. München 4**.
- 1982: Kein Platz für Rothirsche? In: Rothirsche in der Schweiz: Ausbreitung, Probleme, Jagd und Hege. **Informationstagung** des Bundesamtes für Forstwesen, Bern, 9. November 1982.
- HERZOG, A. und R. HOFMANN 1978: Zur Entwicklung und Regulierung der Wildbestände im Nationalpark **Berchtesgaden**. Schriften des **Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft** an der Justus-Liebig-Universität Giessen-Lahn 4.
- HOFMANN, A. und B. NIEVERGELT 1972: Das jahreszeitliche Verteilungsmuster und der **Äsungsdruck** von Alpensteinbock, Gemse, Rothirsch und Reh in einem begrenzten Gebiet im Oberengadin. Z. f. Jagdwiss. **18(4)**: 185-212.
- HOFMANN, R.R. 1978: Die Stellung der europäischen **Wildwiederkäuer** im System der **Äsungstypen**. In: Hofmann, R.R. Wildbiologische Informationen für den Jäger. - St. Gallen, Jagd + Hege-Verlag. Jagd + Hege **Ausbildungsbuch 1**: 9-18.
- JENSEN, P.V. 1958: Panseninhalt dänischen Rotwildes. Z. Jagdwiss. **4(4)**: 164-167.
- KAMMERLANDER, H. 1978: Aufbau, Verjüngung und Verbissgefährdung der Plenterwälder im Raum **Kufstein/Tirol**. Schweiz. Z. Forstwes. **129**: 711-726.
- KLOETZLI, F. 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und **Grünland-Gesellschaften** des nördlichen Schweizer Mittellandes. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich 38.
- KOBLET, R. 1965: Der **landwirtschaftliche Pflanzenbau**. - Basel, Birkhäuser.
- KOMMISSION für die wissenschaftliche Erforschung des Nationalparks (Hrsg.) 1976: Durch den Schweizerischen Nationalpark: ein wissenschaftlicher Führer. - **2.**, rev. Aufl. - Basel, Schweiz. Bund für Naturschutz.
- KURTH, A., A. WEIDMANN und F. THOMMEN 1960: Beitrag zur Kenntnis der Waldverhältnisse im Schweizerischen Nationalpark. **Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 36(4)**: 221-378.
- MAYER, H. 1973: Möglichkeiten und Grenzen der Schalenwildgehege im Gebirgswald. In: Wald + Wild. Seminar des Int. Verbandes Forstl. Versuchsanst. vom 28.8. - 2.9.1972 an der ETH Zürich. Beiheft Z. Schweiz. Forstverein (BZF) **52**: 90-118.
- 1975: Der Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung und Erhaltung von **Naturwaldreservaten**. **Forstw. Chl. 94**: 209-224.
- 1975: Schäden durch überhöhte Wildbestände - ein volkswirtschaftliches Problem. **Allg. Forstzeitung (2)**: 1-8.
- MITCHELL, G., B.W. STAINES and D. WELCH 1977: Ecology of red deer. - Cambridge, Institute of Terrestrial Ecology.
- MÖRIKOFER, W. 1969: Das Klima des Unterengadins im Vergleich mit demjenigen des **Oberengadins**. Jahresber. d. **Naturf. Ges. Graubünden XCIII**: 3-25.
- NÄSCHER, F.A. 1979: Zur **waldbaulichen** Bedeutung des Rothirschverbisses in der **Waldgesellschaft** des subalpinen Fichtenwaldes in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks. Beiheft Z. Schweiz. Forstverein **63**. Diss. ETH Zürich.
- ONDERSCHKA, K. und H.R. JORDAN 1974: Einfluss der Jahreszeit, des Biotops und der **Äsungskonkurrenz** auf die botanische Zusammensetzung des Panseninhalts beim Gams-, Reh-, Muffel- und Rotwild. In: **Tagungsbericht 1**. Internationales Gamswild-Treffen, Institut für Wildforschung und Jagdkunde Oberammergau, 17. + 18. Oktober 1974. Hrsg.: W. Schröder. - Oberammergau, Institut für Wildforschung und Jagdkunde der Forstlichen Forschungsanstalt München, S. 53-86.
- PERKO, F. 1983: **Bestimmung** des höchstzulässigen Verbissgrades am Jungwuchs. Schweiz. Z. Forstwes. **134(3)**: 179-189.

- PFLUG, W. und H. WEDECK 1977: Zur tragbaren Wilddichte aus **landschaftsökologischer** und **waldbaulicher** Sicht. **Schriftenreihe** des Deutschen Rates für Landespflege 27: 457-460.
- ROHNER, J. 1972: Studien zum Wandel von Bevölkerung und Landwirtschaft im Unterengadin. Basler Beiträge zur Geographie 14.
- SACHS, L. 1972: Statistische **Auswertungsmethoden**. - 3. Aufl. - Berlin, Springer.
- SCHLOETH, R. 1961: Markierung und erste Beobachtungen von markiertem Rotwild im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung. **Ergebn. d. wiss. Unters. im Schweiz. Nationalpark** 6: 197-227.
- und D. BURCKHARDT 1961: Die Wanderungen des **Rotwildes *Cervus elaphus* L.** im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks. **Rev. Suisse de Zool.** 68: 145-156.
- 1966: Verwandtschaftliche Beziehungen und **Rudelbildung** beim Rothirsch (*Cervus elaphus* L.). **Rev. Suisse de Zool.** 73: 95-97.
- 1968: Analyse des **Fegens** und des **Schlagens** von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) in einem alpinen **Lebensraum** (Schweizerischer Nationalpark). **Ergebn. d. wiss. Unters. im Schweiz. Nationalpark** 11: 4-75.
- 1972: Die Entwicklung des **Schalenwildbestandes** im Schweizerischen Nationalpark von 1918 bis 1971. **Schweiz. Z. Forstwes.** 123(9): 565-571.
- SCHMID-HAAS, P., J. WERNER und E. BAUMANN 1978: **Kontrollstichproben: Aufnahmeinstruktion**. - 2. Aufl. - Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Ber. 186.
- SCHROEDER, W. 1977: Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich des **Nationalparks Berchtesgaden**. - München, Institut für Forstpolitik und Forstliche Betriebswirtschaftslehre, **Abteilung für Wildforschung und Jagdkunde**, FFA, Universität München.
- SCHUEPP, M. 1975: Niederschlag. **Klimatologie** der Schweiz, Heft 16/E.
- SPOERRI, O. und S. BARANDUN 1975: **Entwicklungsplanung** Unterengadin-Münstertal, Teilbericht P. 2.1 Landwirtschaft. - Chur, **Arbeitsgruppe regionale Wirtschaftsförderung** + Chur, **Stauffer Studach** Planungsbüro.
- STAUB, R. 1962: Neuere geologische Studien zwischen Bünden und dem oberen **Veltlin**. **Jb. Naturf. Ges. Graub.** (N.F.) 89: 1-110.
- STAUFFER/STUDACH **Planungsbüro** 1975: **Entwicklungsplanung** Unterengadin-Münstertal, **Teilbericht P. 2.1 Landwirtschaft**. - Chur, **Arbeitsgruppe regionale Wirtschaftsförderung** + Chur, **Stauffer/Studach** Planungsbüro.
- STUEBING, L. 1965: **Pflanzenökologisches Praktikum**. - Berlin, **Parey**.
- STUESSI, B. 1970: **Naturbedingte** Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp La Schera im Schweizer Nationalpark während der **Reservatsperiode** 1939-1965. **Ergebn. d. wiss. Unters. im Schweiz. Nationalpark** 13(61): 1-385.
- VOSER, P. 1978: **Jungwuchs- und Wildschadenkartierung Trepsental SZ**. Gutachten FORNAT Zürich, unpubl.
- 1979: Wildschäden in Graubünden. **Der Bündner Bauer** 103(22): 1-20.
- 1981: **Jungwuchs- und Wildschadenkartierung Rothenthurm/Einsiedeln**. Gutachten FORNAT Zürich, unpubl.
- VOSER-HUBER, M.L. und B. NIEVERGELT 1975: Das **Futterwahlverhalten** des Rehes in einem voralpinen Revier. **Z. Jagdwiss.** 21: 197-215.
- WERMKE, M. 1962: Die Anlage und Auswertung von **Weideversuchen** nach **mathematisch-statistischen** Gesichtspunkten. **Z. Acker- und Pflanzenbau** 117(1): 32-54.
- WERTHEMANN, A. und A. IMBODEN 1982: Die Alp- und **Weidewirtschaft** in der Schweiz: **Zusammenfassung der Alpkatastererhebungen**. - Bern, **Bundesamt für Landwirtschaft**.
- WOTSCHIKOWSKY, U. 1981: Rot- und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald. **Nationalpark Bayerischer Wald** 7.

## Zusammenfassung der Taxationsergebnisse seit 1973

Areal	Jeep	73E	73Z	74E	74Z	75E	75Z	76E	76Z	77E	77Z
Suot Tasna	I	210	189	138	160	221	194	206	258	136	166
	II	322	399	223	230	484	417	201	176	358	407
	III	219	171	242	238	238	218	311	288	258	211
	IV	203	267	210	231	263	250	189	211	250	261
Total		954	1026	813	859	1206	1079	907	933	1002	1045
Sur Tasna	I	176	185	187	147	212	147	154	115	85	79
	II	275	330	280	218	230	253	285	259	70	100
	III	485	548	662	622	431	445	512	487	378	391
	IV	341	339	295	319	342	276	342	332	289	245
Total		1277	1402	1424	1306	1215	1121	1293	1193	818	815
Val Müstair	I	254	-	316	394	202	189	213	418	-	208
	II	48	-	32	29	90	64	59	18	-	29
	III	311	336	184	173	277	313	277	81	-	309
	IV	42	-	40	24	77	63	16	-	-	22
Total		655	-	572	620	646	638	565	(517)	-	568
Gesamttotal		2886	-	2809	2785	3067	2838	2765	2643	-	2428

E = erste Nacht

Z = zweite Nacht

- keine Taxation wegen schlechter Wetterbedingungen (Nebel, Regen, Schneefall)

## Nachttaxationen der Jahre 1973 bis 1977

	1973	1974	1975	1976	1977	$\bar{x}$	s
Engiadina Bassa							
Martina	2	18	0	30	22	18	13
Scamischo	9	28	27	16	8	18	19
Palavrain	118	59	47	40	2	66	39
unter Tschlin		1	2	102	33	8	31
Pramajur	25	9		28	30		
Pra Grond	20					25	37
St. Niclâ	3	15	11	3	5	17	10
Raschveia	2	15	14	15	18	24	35
Seraplana	20	6	3	21	12	40	23
Ramosch	27	22		51		51	41
Medras	42	44	29	57	17	26	27
Quadras	35	39	5	33	19	13	21
Fuorcha				19	24		
Plan Vnâ		4		143	34	0	38
Vnâ	304	231	14	111	141	116	68
Pra San Peder		131	135	30	108	43	39
Plan Chanvers			20			11	0
Sent			1	0	0	54	43
Plattas	60	52	43	47	52	20	
						30	37
						38	11,8

	1973		1974		1975		1976		1977		$\bar{x}$	s
<b>Runà</b>	6	10	0	0	3	0	0	0	0	0	2	3,6
<b>Pradella</b>	22	41	17	13	39	32	36	28	24	4	26	12,0
<b>Plan Mar</b>			4	9	4	8	4	18	13	2	8	5,5
<b>Pra Lischana</b>	30	38	0	0	12	4	0	0	4	3	9	13,7
<b>Plan Grond</b>			4	0		0	0	1	19	9	5	7,1
<b>San Jon</b>	26	20	27	47	28	34	65	29	85	72	41	25,0
<b>S-charl</b>	72	100	167	159	123	131	75	100	92	106	113	32,3
<b>Flöna</b>			8	4	13	7	21	0	21	15	11	7,7
<b>Paxos</b>			13	5	9	2	0	0	0	0	4	5,0
<b>Tuffaloras</b>			0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pra Lönch</b>	10		12	17	20	29	16	4	21	13	16	7,2
<b>Ftan Grond</b>			0	0			0		5	4	2	2,5
<b>Ftan Pitschen</b>	13	4	20	4	13	14	11	0	1	2	6	5,6
<b>Muglin</b>	17	13	0	0	14	6	0	2	18	12	8	7,4
<b>Fless</b>	0	0	0	0	10	5	0	23	0	0	4	7,5
<b>Fopas</b>	0	6	0	5		0	0	0	0	0	1	2,4
<b>Vulpera</b>	40	25	2	11	23	26	70	26	4	7	23	20,3
<b>Tarasp</b>	65	41	71	99	91	54	39	133	83	76	75	28,4
<b>Chaposch</b>	41	23	2	23	22	30	31	0	39	58	27	17,4
<b>Vallatscha</b>	78	45	65	55	40	47	24	26	34	63	49	16,4
<b>Aschera</b>		15	22	18	18	20	8	30	22	26	20	6,3
<b>Avrona</b>	3	7	19	17	12	19	7	14	23	13	13	6,3
<b>La Vuors</b>	7	8			7	6	58	12	4	0	13	18,6
<b>Curtins</b>	8	28	9	0	12	5	2	0	0	1	7	8,7
<b>Garsun</b>	23	33	23	11	82	14	12	12	0	3	21	23,4
<b>Craista</b>	0	0		0	1	12	7	3	2	0	3	4,1
<b>Bos-cha</b>	38	11	42	6	1	13	0	23	5	0	14	15,5
<b>Muntatsch</b>	39	25	0		28	17	9	0	8	4	15	13,4
<b>Chanoua</b>	35	33	15	22	24	22	12	2	29	26	22	10,0
<b>Chasté</b>	6	4			57	3	34	35	0	1	18	21,5
<b>Sur En</b>	21	51	98	90		56	78	30	37	42	56	27,9
<b>Sur En suot</b>	52	31	39		40	66	0	72	15	19	37	23,8
<b>Planturen</b>	14	51	12	35	11	14	0	9	2	2	15	16,1
<b>Pranun</b>	30	23	34	7	28	34	19	0	6	21	20	12,2
<b>Valplan</b>	5	1	7	1	14	12	25	24	5	6	11	8,2
<b>Crusch</b>	58	35	39	19	32	20	26	12	4	5	25	16,7
<b>Susch</b>	27	15	3	14	5	11	23	15	1	6	12	8,5
<b>Raglia</b>	7	30	19	14		14	24	17	10	4	15	8,2
<b>Susch</b>	38	40	31	20		18	33	22	0	11	23	13,1
<b>Chaschinas</b>	15	25		16		17	14	15	9	0	14	7,1
<b>Sandögna</b>	23	71	93	106		47	59	66	15	25	56	31,7
<b>Crastatscha</b>	10	11	8	0	7	12	4	5	3	1	6	4,2
<b>Zuoz-Bügl</b>	50	59	83	104	101	67	83	99	78	100	82	19,0
<b>Varusch</b>	27	28	15	19		0	41	28			23	12,9
<b>Flin</b>	3	6	10	5	22	14	19	18	16	29	14	8,3
<b>Schiessstand</b>	33		51	50	53	157	53	21	65	7	54	42,6
<b>Tschessa-Granda</b>	97	149	10						15	27	60	61,0
<b>Chapella</b>	2			53	29	16	10	11	12	27	20	16,2
<b>Susanna</b>	43	32	43	43	55	23	19	31	17	22	34	13,1
<b>Cinuos-chel</b>	51	37	45		30	34	35	40	61	10	38	14,3

1977	$\bar{x}$	s
0	2	3,6
24 4	26	12,0
13 2	8	5,5
4 3	9	13,7
19 9	5	7,1
85 72	41	25,0
92 106	113	32,3
21 15	11	7,7
0 0	4	5,0
0 0	0	0
21 13	16	7,2
5 4	2	2,5
1 2	6	5,6
18 12	8	7,4
0 0	4	7,5
0 0	1	2,4
4 7	23	20,3
83 76	75	28,4
39 58	27	17,4
34 63	49	16,4
22 26	20	6,3
23 13	13	6,3
4 0	13	18,6
0 1	7	8,7
0 3	21	23,4
2 0	3	4,1
5 0	14	15,5
8 4	15	13,4
29 26	22	10,0
0 1	18	21,5
37 42	56	27,9
15 19	37	23,8
2 2	15	16,1
6 21	20	12,2
5 6	11	8,2
4 5	25	16,7
1 6	12	8,5
10 4	15	8,2
0 11	23	13,1
9 0	14	7,1
15 25	56	31,7
3 1	6	4,2
78 100	82	19,0
	23	12,9
16 29	14	8,3
65 7	54	42,6
15 27	60	61,0
12 27	20	16,2
17 22	34	13,1
61 10	38	14,3

	1973	1974	1975	1976	1977	$\bar{x}$	s
Val Barlas-ch	32 28	20			5 0	17	14,0
Brail	12	45	52 46	73 84	20 23	44	25,5
Ertas	107 42	79 99	57 70	43 46	60 69	67	22,5
Prazet	56 106	67 68	95 68	60 69	51 54	69	17,8
Arduond			0	14 9	18 22	13	8,5
Zernez	138 169	226 186	141 147	171 121	89 100	149	41,0
Muottas					35 26	31	6,4
Clüs	34 20	11 17	1		22 29	19	11,0
Tavinar		78			6 4		
Praschitsch	63	18 7	40 12	33 29	17 16	26	17,4
Laschadura	27	55 50	37 37	153	63	60	42,7
Il Fuorn	103 47	169 195	117 143	148 139	91	123	52,7
	50	198	49 93	177			
Pas dal Fuorn	9		4 12	38 38	13 5	17	14,7
Val Müstair							
Buffalora	4			16 15		12	6,7
Müfais	86	111 174	43 69	80 168	42	97	51,1
Laidier	58	111 144	106 89	51 43	97	87	34,6
Palü d. Lais	47 75	43	53 40	45 53	47	50	10,9
Lütsai	0 0	6 1	0 0	18 1	14	3	5,0
Lü	48	22 28	60 50	28 0	15	31	20,0
Craistas	0	4 29	25 11	4 16	0	11	11,2
Fuldera	122 99	84 73	44 110	37 154	71	88	37,4
Prasüras	28 85	31 10		11	18	31	28,0
Valchava	28 56	87 79	97 80	39 46	101	68	26,5
Chasatschas	32 0		28 17	0 0	23	14	14,1
St. Maria	98 96	30 84	56 75	77	49		
Pütschai	8	8 6	50 23	17		19	16,7
Pradöni	0 1	24	47 47			24	23,3
Guad			27 20	38 35	47	33	10,4
Müstair	20 12	9		6 8	22	13	6,6
Ruinatscha		8 9	5	6		7	1,8

Heuschnitt; Erträge und Ertragsunterschiede (in kg/25m<sup>2</sup> und in % der Einzäunung)

Nr.	Einzäunung		Vergleichsflächen			Unterschiede			Unterschiede in %		
	1976	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977
1	8,1		7,9			0,2			2		
2		13,3					1,9			14	
3	5,4		3,5			1,9			35		
4	4,4	9,5	3,5	8,1		0,9	1,4		20	15	
5	8,4	18,7	9,0	16,6	14,1	-0,6	2,1	4,6	-7	11	25
7	6,4		5,3			1,1			17		
8		14,6		12,3	14,9		2,3	-0,3		16	-2
9		11,6		12,7			-1,1			-9	
10		9,1		9,7	9,2		-0,6	-0,1		-7	-1

Nr.	Einzäunung		Vergleichsflächen			Unterschiede			Unterschiede in %		
	1976	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977
11	9,3	17,2	7,7	13,5	15,2	1,6	3,7	2,0	17	22	12
12	5,9		5,4			0,5			8		
13	10,4	13,9	8,1	11,0		2,3	2,9		22	21	
14	8,4	10,4	5,5	6,2	7,4	2,9	4,2	3,0	34	40	30
15	8,3	8,9	5,4	9,6	8,6	2,6	-0,7	0,3	32	-8	4
16	10,6	12,8	8,1	12,9		2,5	-0,1		24	-1	
17	7,6		6,9			0,7			9		
20		18,7		20,7			-2,0		-11		
21	13,3	16,2	12,2	13,3	12,7	1,2	2,9	3,5	8	10	22
22	4,4		4,9			-0,5			-11		
23	12,6		11,6			1,0			8		
24		12,0		12,8	9,4		-0,8	2,6		-7	22
25	5,1	11,1	3,4	12,1		1,7	1,0		33	9	
27		12,1		12,5	11,6		-0,4	0,5		-3	5
28		16,9		14,2	15,5		2,7	1,4		16	8
30	14,3		12,0			2,3			16		
31	9,9		10,0			-0,1			-1		
32	14,3	14,8	12,4	14,1	14,4	1,9	0,7	0,4	13	5	3
33	12,7	20,0	12,0	18,9	20,3	0,7	1,1	-0,3	6	6	-2
34	11,7	14,0	8,4	12,2		3,3	1,8		28	13	
35	10,6	12,5	8,6	10,5	11,4	2,0	2,0	1,1	19	16	9
36	9,6		7,4			2,2			23		
38		17,9		14,3	16,9		3,6	1,0		20	6
39		15,6		17,6	15,1		-2,0	0,5		-15	3
40		18,5		14,9	12,6		3,6	5,9		19	32
42		8,3		7,3	6,4		1,0	1,9		12	23
43	9,1		6,7			2,4			26		
44	10,0	14,1	9,5	12,2	11,0	0,5	1,9	3,1	5	31	22
45	7,2	12,5	6,8	11,3	12,2	0,4	1,2	0,3	6	10	2
46	11,3	13,7	9,8	13,0	12,1	1,5	0,7	1,6	13	5	12
47	11,5	15,6	10,4	13,1	14,3	1,1	2,5	1,3	10	16	8
48	5,3		4,8			0,5			9		
50	10,4	17,1	7,5	14,9		2,9	2,2		28	13	
51	7,9	13,5	6,1	10,7	12,2	1,8	2,8	1,3	23	21	10
55	15,9	14,2	13,1	15,7		2,8	-1,5	1,8	-11		
56	15,1	15,1	8,9	9,4	10,0	6,1	5,7	5,1	41	38	34
56*		15,0		9,3	11,9		5,7	3,1		38	21
57	16,0	17,6	14,9	15,2		1,1	2,4		7	14	
58	10,5	15,4	9,4	14,8		1,1	0,6		10	4	
59		5,8		5,3	5,6		0,5	0,2		9	3
60	5,1		3,7			1,4			26		
62	8,6		7,0			1,6			19		
63	10,7	24,7	8,0	17,2	20,0	2,7	7,5	4,7	25	30	19
64	8,6	20,1	4,6	18,3	15,5	4,0	1,8	4,6	46	9	23
66		16,9		15,1	14,9		1,8	2,0		11	12
67		19,2		14,3	13,5		4,9	5,7		25	30

Erdschnitt; Erträge und Ertragsunterschiede (in kg/25m<sup>2</sup> und in % der Einzäunung)

	Unterschiede in %		
	1976	1977	1977
	17	22	12
	8		
	22	21	
	34	40	30
	32	-8	4
	24	-1	
	9		
	-11		
	8	10	22
	-11		
	8		
		-7	22
	33	9	
		-3	5
		16	8
	16		
	-1		
	13	5	3
	6	6	-2
	28	13	
	19	16	9
	23		
		20	6
		-15	3
		19	32
		12	23
	26		
	5	31	22
	6	10	2
	13	5	12
	10	16	8
	9		
	28	13	
	23	21	10
	-11		
	41	38	34
		38	21
	7	14	
	10	4	
		9	3
	26		
	19		
	25	30	19
	46	9	23
		11	12
		25	30

Nr.	Einzäunung		Vergleichsflächen			Unterschiede			Unterschiede in %		
	1976	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977	1976	1977	1977
1	4,4		2,6			1,8			41		
3	8,0		7,4			0,6			8		
5	5,8		4,0			1,8			31		
20	11,4		9,8			1,6			14		
21		10,2		10,0	11,5		0,2	-1,3		2	-13
27		6,7		5,3			1,4			21	
28		7,8		7,9	6,9		-0,1	0,9		-1	12
30	6,1		6,2			-0,1			-2		
31	11,5		11,7			-0,2			-2		
32		4,5		4,0	4,0		0,5	0,5		12	12
33		5,8		5,7	6,7		0,1	-0,9		2	-16
34	4,5		3,2			1,3			29		
35	9,0	4,2	7,7	4,1	4,4	1,3	0,1	-0,2	14	3	-5
36	9,6		7,7			1,9			20		
40	12,1	3,1	12,2	3,7	3,8	-0,1	-0,6	-0,7	-1	-19	-23
44		4,2		3,1	3,6		1,1	0,6		26	15
45	7,1	3,8	6,0	3,3	3,9	1,1	0,5	-0,1	15	13	-3
46	4,0	4,3	2,8	4,5	4,0	1,2	-0,2	0,3	30	-5	7
47	8,1	4,7	7,9	4,3	4,6	0,2	0,4	0,1	2	9	2
50	5,1	5,7	1,6	4,7		3,5	1,0		69	18	
51	8,4	1,9	5,8	2,4	2,9	2,6	-0,5	-1,0	31	-26	-51
55	6,0	3,6	5,6	3,2		0,4	0,4		7	11	
57	5,3		3,9			1,4			26		

Nummer: _____ Datum: _____ Höhe ü. Meer: _____ Exposition: _____ Neigung: _____	<b>Baumschicht über 6 m:</b> Deckungsgrad:    Hauptbaumart: _____ 0-25% <input type="checkbox"/> 25-50% <input type="checkbox"/> beigemischt: _____ 50-75% <input type="checkbox"/> über 75% <input type="checkbox"/>	<b>Boden:</b> <input type="checkbox"/> Feinerde <input type="checkbox"/> Blockschutt, Fels <input type="checkbox"/> Geröll (locker)										
Besonderes: _____	<b>im Unterwuchs dominierend:</b> <input type="checkbox"/> Moose <input type="checkbox"/> Gräser und Sauergräser <input type="checkbox"/> Heidelbeeren, Preiselbeeren <input type="checkbox"/> wenig Unterwuchs	<b>Losung:</b> Hirsch    Rind <table style="display: inline-table; border: 1px solid black; margin-right: 20px;"> <tr><td>0</td><td>1</td><td>2</td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </table> <table style="display: inline-table; border: 1px solid black;"> <tr><td>0</td><td>1</td></tr> <tr><td> </td><td> </td></tr> </table>	0	1	2				0	1		
0	1	2										
0	1											
<b>frischer Verbiss an</b> <input type="checkbox"/> weniger als 1/3 ... <input type="checkbox"/> mehr als 1/3 ... der verbissenen Bäume												

**Jungwuchs:**

	Art	Gipfeltriebverbiss			Seitentriebverbiss			gefegt	geschält	andere Schäden	abgestorben
		0	1	2	0	1	2				
150 cm – 300 cm	Fichte										
	Lärche										
	Wald-föhre										
	Berg-föhre										
	Arve										
20 cm – 150 cm	Fichte										
	Lärche										
	Wald-föhre										
	Berg-föhre										
	Arve										
unter 20 cm	Fichte										
	Lärche										
	Wald-föhre										
	Berg-föhre										
	Arve										
	Laub-bäume										