

Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark?

Autor(en): **Krüsi, Bertil O. / Schütz, Martin / Grämiger, Helena**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Cratschla : Informationen aus dem Schweizerischen Nationalpark**

Band (Jahr): **4 (1996)**

Heft 2

PDF erstellt am: **21.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-418661>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Bertil O. Krüsi, Martin Schütz, Helena Grämiger*, Gérald Achermann*

Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark?

Eine Studie zu Nahrungsangebot und Waldverjüngung

Vegetationskundliche Untersuchungen zeigen, dass heute innerhalb des Parks nur ein kleiner Teil der subalpinen Weiden von den Huftieren sehr intensiv genutzt wird; in der alpinen Stufe gibt es praktisch keine Dauerkurzweiden. Auf keiner der bisher untersuchten Dauerbeobachtungsflächen im Bereich der vom Wild intensiv genutzten Dauerkurzweiden hat die Zahl der Pflanzenarten während der letzten 50 bis 80 Jahre abgenommen – in den meisten Fällen hat sie im Gegenteil zugenommen. In einem besonders wildreichen Gebiet im Park waren die Erosionsschäden 1989 nicht grösser als 1938, und die einzige bekannte grössere, durch Scharren entstandene Vegetationsblösse ist wieder zugewachsen. An verschiedenen Stellen im Park haben sich die Wälder erfolgreich auf die subalpinen Rasen hinaus ausgedehnt. Auf den bisher untersuchten Dauerflächen im Wald ist die Verjüngung der Bäume sehr gut. Anscheinend werden Verjüngung und Ausbreitung des Waldes durch die heutige Huftierdichte eher gefördert als behindert. Zu diesen Befunden passt das Ergebnis einer Hochrechnung: Allein auf den subalpinen und alpinen Weiden im Park wächst eine Futtermenge, die theoretisch genügen würde, um während des Sommers zwischen 11'000 und 25'000 Hirsche zu ernähren. Das Nahrungsangebot im Sommer ist selbstverständlich nur einer der Faktoren, welche die mögliche Grösse einer Hirschpopulation bestimmen. Futtermangel in den Sommereinstandsgebieten im Park kann jedoch nicht der Grund dafür sein, dass Hirsche nachts den Park verlassen oder dafür, dass die Hirsche im Bereich des Parks kleiner und leichter sind als im übrigen Unterengadin.

Zur Zeit der Gründung des Schweizerischen Nationalparks am Anfang des Jahrhunderts gab es praktisch keine Hirsche im Park. Seither hat die Zahl der Rothirsche (*Cervus elaphus*), die sich im Sommer im

Park aufhalten, stark zugenommen und seit 1970 halten sich im Juli und August zwischen 1500 und 2200 Hirsche im Park auf (Abb. 3). Im Zusammenhang mit dieser Entwicklung wurde immer wieder die Befürchtung geäussert, das Nahrungsangebot im Park reiche für die Hirsche nicht aus, was zu einer Zerstörung des Lebensraumes führen würde. Seit mehr als 30 Jahren werden wegen des postulierten Überbestandes an Rothirschen für das Parkgebiet unter anderem folgende Probleme vorausgesagt (vgl. z.B. Burckhardt 1957, Blankenhorn et al. 1979, Buchli 1979, Voser 1987, Blankenhorn 1989, Bott 1996):

- Wegen des hohen Wildverbisses sei die Verjüngung in den Wäldern des Parks ungenügend, die Wälder würden zusammenbrechen und langfristig würde die bewaldete Fläche abnehmen.
- Die subalpinen und alpinen Weiden würden übernutzt, sie würden biologisch verarmen und längerfristig der Erosion zum Opfer fallen, was wiederum den Zusammenbruch der Huftierpopulationen zur Folge hätte.
- Wegen Futtermangels in den Sommereinständen sei die Kondition, d.h. der Ernährungs- und Gesundheitszustand der Hirsche schlecht (geringe Fettreserven im Herbst, hoher Parasitenbefall, Abnahme der Fertilität, geringe Befruchtungs- und Nachwuchsraten). Einerseits führe dies dazu, dass Zahl und Konstitution des Nachwuchses schlecht seien (wenige, kleinwüchsige Tiere). Andererseits sei mit Wintersterben grösseren Ausmasses zu rechnen.
- Der Rothirsch würde Gemse (*Rupicapra rupicapra*), Steinbock (*Capra ibex*) und Reh (*Capreolus capreolus*) aus dem Park verdrängen.

Aber auch für die Gebiete in der weiteren Umgebung des Parks seien gravierende Schäden unausweichlich:

- Auf den Heuwiesen und Weiden würden die Hirsche erhebliche Ertragsausfälle verursachen.

* Helena Grämiger und Gérald Achermann werden vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (Projekte Nr. 3100-39484.93 [B. Nievergelt] und 3100-045944.95 [O. Wildi]) unterstützt.

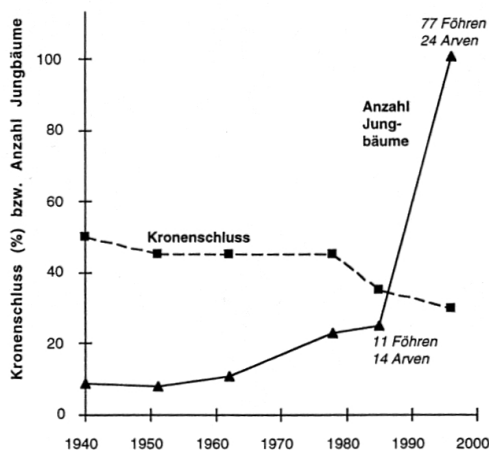


Abb. 1: Entwicklung von Kronenschluss und Jungwuchs auf einer 100 m² grossen, 1940 von Balthasar Stüssi im Wald bei Stabelchod eingerichteten Dauerbeobachtungsfläche (Fläche S68; Daten: Balthasar Stüssi und Verfasser, unveröffentlicht).

■ In den Wäldern, insbesondere in den Wintereinstandsgebieten, seien die zu erwartenden Wildschäden am Jungwuchs so gravierend, dass die Stabilität grösserer Waldflächen im Unterengadin und im Münstertal längerfristig gefährdet sei.

Seit der Gründung des Nationalparks werden auf dem Parkgebiet vegetationskundliche Untersuchungen durchgeführt. Besonders wertvoll sind die zahlreichen vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen, die zum Teil bereits seit 1917 in regelmässigen Abständen untersucht werden (Braun-Blanquet 1931, Stüssi 1970, Krüsi et al. 1995). Welche Aussagen lassen sich nun aufgrund der vegetationskundlichen Untersuchungen zu den aufgeführten Problemen und Befürchtungen machen?

Verjüngung der Parkwälder nicht gefährdet

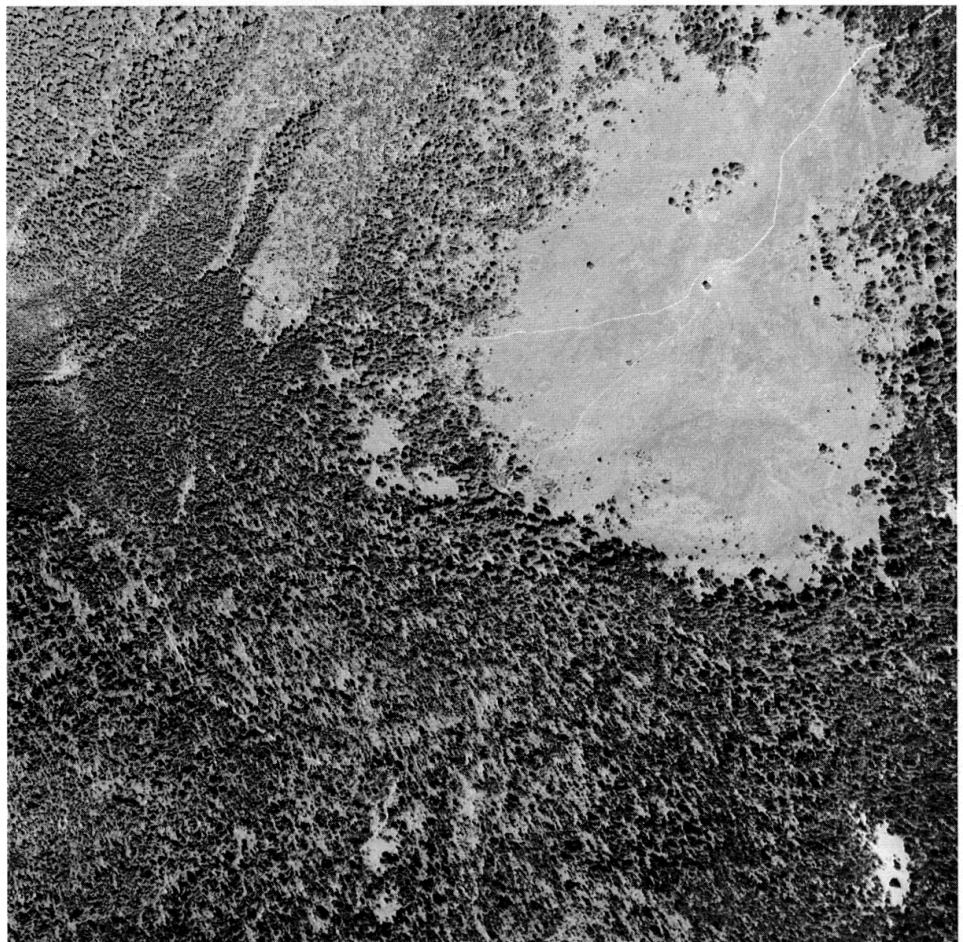
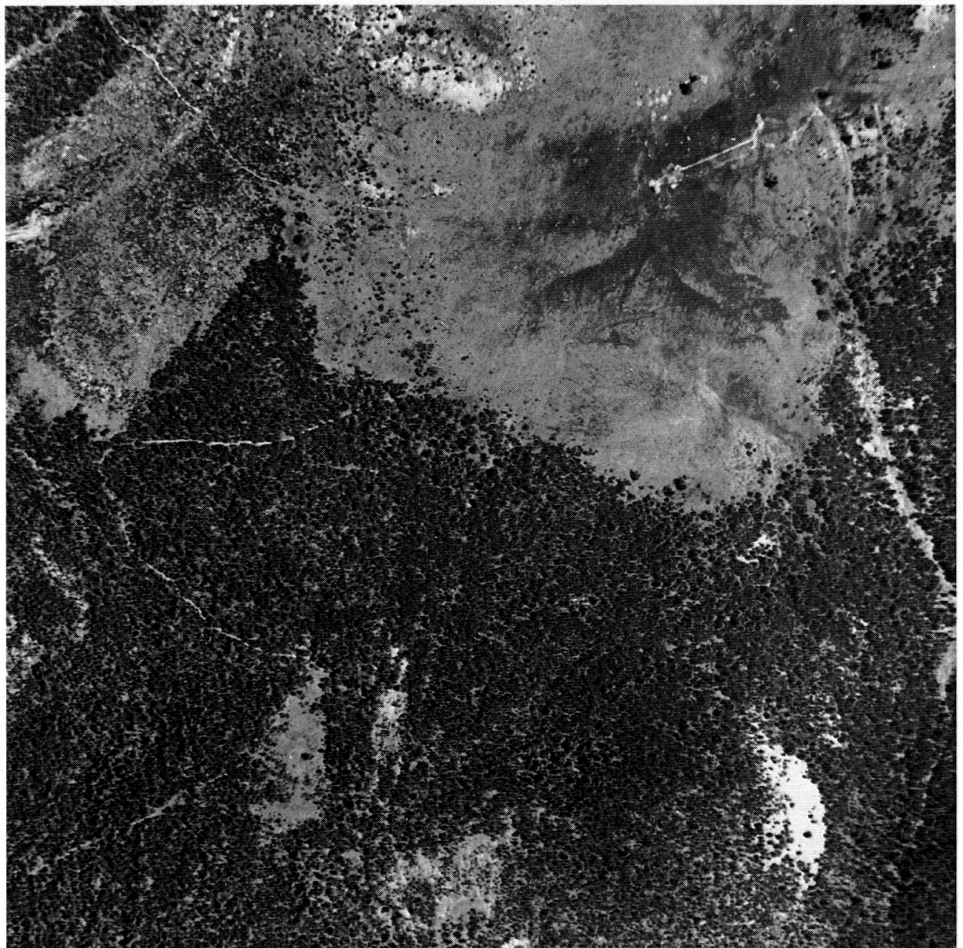
Die bisher im Schweizerischen Nationalpark durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die Verjüngung der Parkwälder nicht gefährdet ist (Stüssi 1972, Brang 1989, Krüsi et al. 1995, Fritschi & Kienast 1995). Bereits 1972 schrieb Stüssi, gestützt auf seine langjährigen detaillierten Vegetationsuntersuchungen im Park: „Von einer ernstlichen Gefährdung der Waldentwicklung im Nationalpark kann keine Rede sein“. Brang (1989) kam aufgrund seiner Untersuchungen im Raum Stabelchod zu den folgenden Schlüssen: „Bergföhre wie Arve ... verjüngen sich in den Zerfallsflächen reichlich“ und „Die Verjüngung hat ... genügend Zeit um die Schutzfunktion der Bestockung zu übernehmen“. Diese Aussagen werden auch gestützt durch Daten von einer 100 m² grossen Dauerbeobachtungsfläche (Nr. S68), die Balthasar Stüssi 1940 im Wald zwischen Alp Stabelchod und Ofenpassstrasse eingerichtet hat (Abb. 1): Mit abnehmendem Kronenschluss nimmt die Zahl der jungen Föhren und Arven stark zu – trotz der auch in diesem Teil des Parkes hohen Huftierdichte. 64% der Jungbäume wuchsen an Keimstellen, die im Zusammenhang mit dem Zusammenbrechen des Bestandes stehen, d.h. neben

umgestürzten Stämmen oder im – wegen des abnehmenden Kronenschlusses – neuerdings gut beleuchteten Bereich der Wurzelanläufe von noch stehenden Bäumen; 20% wurden in der ungestörten Krautschicht und 16% auf Wildwechsellern gefunden. Von den insgesamt 101 Jungbäumen war 1996 zwar keiner über 150 cm hoch, d.h. über den Verbissbereich hinausgewachsen; wie aber das Beispiel in Abb. 4 zeigt, darf man annehmen, dass eine erhebliche Anzahl Jungbäume im Laufe der Jahre aus dem Verbissbereich hinauswachsen wird.

Zu den gleichen Schlüssen kamen auch Fritschi und Kienast (1995), die für die linke Talseite der Val Trupchun mit einem Computermodell die Auswirkungen des Wildverbisses auf die Entwicklung des Waldes in den nächsten 400 Jahren simuliert haben. Fritschi und Kienast (1995) verwendeten für ihre Berechnungen im Gelände erhobene Verbissdaten. Die Simulationen ergaben, dass bei der heutigen Verbissintensität die Entwicklung des Waldes nicht gefährdet sei und nicht wesentlich anders verlaufe, als wenn keinerlei Verbiss vorhanden wäre. Auch bei einer Verdoppelung der heutigen Verbissintensität würden die Entwicklung von Biomasse und Bestandeszusammensetzung während der nächsten 400 Jahre nicht wesentlich anders verlaufen. Dabei ist zu beachten, dass die Gesamtdichte von Rothirsch, Gemse und Steinbock in der Val Trupchun seit längerem doppelt so hoch ist wie im übrigen Parkgebiet (Brandt 1993, Filli mündl.). In allen Fällen würde sich ein Arvenwald mit beigemischten Lärchen und Fichten entwickeln, und die Biomasse würde in den nächsten 400 Jahren signifikant zunehmen. Diese Untersuchungen sprechen alle dafür, dass die Parkwälder bei der heutigen Huftierdichte in ihrem Bestand nicht gefährdet sind.

Von der Zielvorstellung des Nationalparks her ist es übrigens nicht entscheidend, dass die Verjüngung in allen Parkwäldern immer und überall gesichert ist. Im Nationalpark geht es ja nicht primär darum, bestimmte Ökosysteme, Vegetationstypen oder Sukzessionsstadien zu erhalten; die Idee hinter dem

Abb. 2: Alp La Schera 1935 (oben; Archiv B. Stüssi) und 1996 (unten; Luftaufnahme der Eidg. Vermessungsdirektion vom 19. Juli 1996, Fluglinien-Nr. 045 003, Bild-Nr. 0709). Am linken und am rechten Bildrand ist deutlich zu sehen, wie sich der Wald seit 1935 ausgebreitet hat, und die 3 Waldlichtungen unterhalb der Alp, die 1935 noch klar zu sehen waren, sind auf dem Bild von 1996 weitgehend zugewachsen.



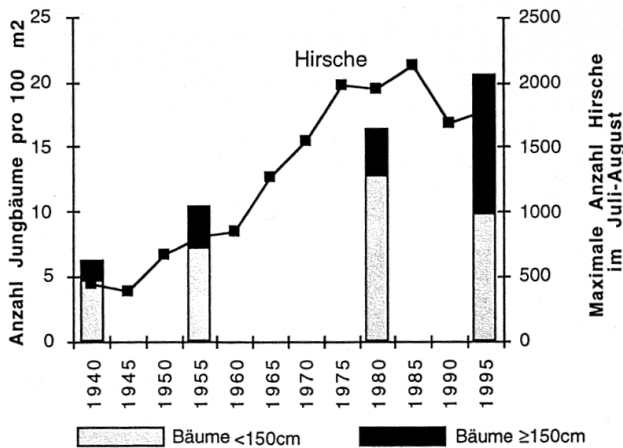


Abb. 3: Entwicklung der Jungbäume auf einer 1000 m² grossen, 1940 von Balthasar Stüssi im Randbereich der Alp La Schera eingerichteten Dauerbeobachtungsfläche (Fläche N53; Daten: Balthasar Stüssi und Verfasser, unveröffentlicht). Überlagert die Entwicklung der Hirschpopulation im Park (Höchstwerte Juli/August; Quelle: SNP).

„Wissenschaftlichen Experiment Nationalpark“ besteht vielmehr darin, die natürlichen Prozesse und Entwicklungen zuzulassen, d.h. der Natur ihren Lauf zu lassen. Für das Verständnis dieser Entwicklungen und Prozesse ist die Verjüngungsfrage aber von zentraler Bedeutung.

Wald dehnt sich aus

Beobachtungen im Gelände, die Analyse von alten Luftbildern und die Ergebnisse von Langzeituntersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen legen sogar den Schluss nahe, dass – trotz des Äsungsdrucks durch Huftiere – die Waldfläche im Park eher zu- als abnimmt (Krüsi et al. 1995; Abb. 2, 3 und 4). Der Vergleich der Luftbilder von 1935 und 1996 von der Alp La Schera zeigt deutlich, dass der Wald überall vom Rand her auf die ehemalige Alpweide vordringt (Abb. 2). Wie dieser Vorgang im einzelnen verläuft, illustriert Abb. 3: Sowohl die Gesamtzahl der Bäume – vor allem Bergföhren – als auch die Zahl der über 150 cm hohen Bäume nehmen zwischen 1940 und 1996 kontinuierlich zu.

Ohne Huftiere weniger Keimlinge

Die in den Abbildungen 1, 3 und 4 dargestellten Beispiele belegen eindrücklich, dass es im Nationalpark nicht nur Flächen gibt, auf denen sich der Wald während der letzten, hirschreichen Jahrzehnten verjüngen konnte, sondern auch Stellen, an welchen er sich – auf Kosten ehemaliger Weiden – erfolgreich ausgedehnt hat. Beim Betrachten von Abb. 4 könnte man gar versucht sein zu sagen, Bäume könnten sich nur dann in einer ehemaligen Alpweide etablieren, wenn eine genügende Anzahl von Huftieren laufend für konkurrenzarme Lücken im dichten Grasfilz Sorge. Auf Plan da l'Acqua, einer heute vom Wild sehr intensiv genutzten Dauerkurzweide, hat die Zahl der Jungbäume erst nach 1965 markant zugenommen, d.h. erst nachdem die Zahl der Hirsche im Park etwa das heutige Niveau erreicht hatte. Untersuchungen zur Verjüngung der Bergföhre in der 67 m² grossen Dauerfläche im Wald bei Il Salin (Stabel-

chod) stützen diese These: Auf aktuell benützten Wildwechsellern wurden pro Quadratmeter rund achtmal mehr Keimlinge und bis zu 10 cm hohe Jungbäume gefunden als auf verlassenem Wechsellern bzw. 32 Mal mehr als ausserhalb von Wildwechsellern (Tab. 1, Abb. 5): 18.8 Keimlinge pro m² im Bereich der aktuell benützten Wildwechsellern, 2.4 auf verlassenem Wechsellern und 0.6 ausserhalb von Wildwechsellern.

Es scheint also, dass sich der Bergföhren-Wald nur dann verjüngen und ausbreiten kann, wenn in der Krautschicht konkurrenzfreie Stellen vorhanden sind. Solche für Baumkeimlinge günstige Stellen sind z.B. auf den Wurzeltellern bzw. auf oder unmittelbar neben den Stämmen von umgestürzten Bäumen zu finden; sie entstehen auch durch Erosionsprozesse oder durch die Wirkung von Wildtieren (Material aus Murmeltierbauen, Wildwechsel, Suhlen, Scharr- und Forkelplätze von Hirschen etc.). Sowohl Erosion und Übersättigung als auch Wildtiere können sich auf Wald und Bäume auch sehr ungünstig auswirken. Es handelt sich hier eindeutig um ein Optimierungsproblem (Abb 6): Fehlen diese Prozesse und Einflüsse ganz, können sich praktisch keine Keimlinge etablieren; ist deren Ausmass hingegen zu gross oder treten sie zu häufig auf, werden nicht nur praktisch alle frisch etablierten Keimlinge und Jungbäume zerstört, sondern oft auch viele ältere Individuen und z.T. ganze Bestände. Positiv für Verjüngung und Ausbreitung des Waldes sind diese Prozesse daher nur dann, wenn dadurch mehr Bäume gefördert als geschädigt werden.

Reaktionen des Grünlandes auf Übernutzung

Auf den subalpinen und alpinen Weiden wären bei einem Überbestand an Huftieren unter anderem die folgenden für Überbeweidung typischen Entwicklungen zu erwarten:

- Grossflächig würden Dauerkurzweiden entstehen mit vergleichsweise wenig, aber immer sehr jungem und daher proteinreichem Futter (Achermann 1995). Der Ertrag wäre vergleichsweise gering,

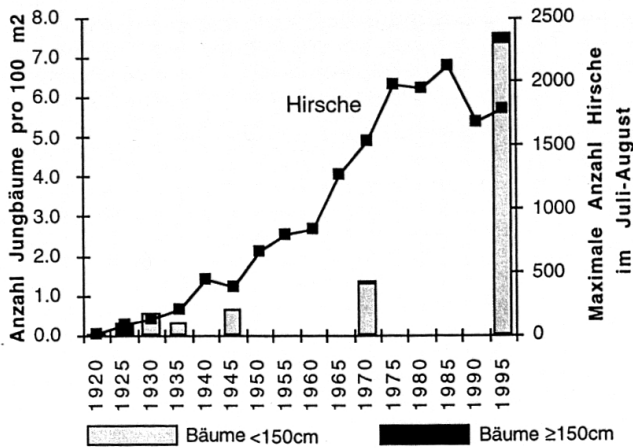


Abb. 4: Entwicklung der Jungbäume auf einer 1917 von Braun-Blanquet auf Plan da l'Acqua eingerichteten, 1800 m² grossen Dauerbeobachtungsfläche (Fläche S4; Daten: Braun-Blanquet 1931; Balthasar Stüssi und Verfasser, unveröffentlicht). Überlagert die Entwicklung der Hirschpopulation im Schweizerischen Nationalpark (Höchstwerte Juli/August; Quelle: SNP).

weil die Blattfläche wegen des dauernden Verbisses für eine optimale Assimilation zu klein wäre.

- Der Anteil der guten Futterpflanzen, insbesondere der Futtergräser, würde grossflächig stark abnehmen und z.T. ganz verschwinden, weil diese ständig verbissen werden.
- Die hochwüchsigen Pflanzenarten, einschliesslich der schlechten Futterpflanzen (z.B. Borstgras [*Nardus stricta*], Immergrüne Segge [*Carex sempervirens*], Fiederzwenke [*Brachypodium pinnatum*]) und der Arten der Lägerfluren (z.B. Eisenhut [*Aconitum compactum*], Rasenschmiele [*Deschampsia caespitosa*]) würden viel seltener werden.
- Der Anteil der niederwüchsigen und trittfesten Pflanzenarten, insbesondere Kräuter mit flach am Boden liegenden Rosetten oder kriechenden Trieben, würde praktisch überall zunehmen.
- Die botanische Vielfalt würde sowohl klein- als auch grossräumig abnehmen.
- In der Grasnarbe würden Lücken entstehen, auf denen sich die Vegetation überhaupt nicht mehr oder nur noch extrem langsam regenerieren könnte. Die Erosion würde stark zunehmen.

Nur ein kleiner Teil der Weiden wird intensiv genutzt

Bereits eine oberflächliche Untersuchung zeigt, dass Dauerkurzweiden im alpinen Bereich praktisch ganz fehlen und dass sie in der subalpinen Stufe nur einen kleinen Teil der ehemals landwirtschaftlich genutzten Alpweiden einnehmen. Flächendeckende Dauerkurzweiden wurden in den letzten Jahren von den Verfassern – mit Ausnahme von einigen nur wenige Aren grossen Lichtungen im Wald – nur auf Plan da l'Acqua (1750 m ü.M., ca. 0.35 ha), Plan Praspöl (1680 m ü.M., ca. 1 ha), Plan Mingèr (1720 m ü.M., ca. 1.5 ha), Alp Grimmels (2030 m ü.M., ca. 3.2 ha) beobachtet. Auf den grösseren Weiden Champlönch (2010 m ü.M., ca. 6 ha), Il Fuorn (1790 m ü.M., ca. 9 ha), Alp Stabelchod (1850 m ü.M., ca. 11 ha) oder Alp La Schera (2050 m ü.M., ca. 16 ha) nahmen

Dauerkurzweiden jeweils immer deutlich weniger als die Hälfte der Weidefläche ein. Anfang September 1996 wurde der Anteil der Dauerkurzweide auf den Alpen Stabelchod und La Schera auf einem systematischen Stichprobennetz mit einer Maschenweite von 40 m bzw. 50 m erhoben: Im heute baumfreien Bereich der Alp Stabelchod hatte die Dauerkurzweide lediglich einen Flächenanteil von knapp 25% (n=60) und auf La Schera von gut 22% (n=53). Auf den restlichen Flächen dominierten nicht gerne gefressene hochwüchsige „Weideunkräuter“, auf Stabelchod vor allem die Immergrüne Segge (*Carex sempervirens*), auf Alp La Schera hauptsächlich das Borstgras (*Nardus stricta*). Offenbar ist das Äsungsangebot so gross, dass grosse Teile der verfügbaren Weideflächen gar nicht oder fast nicht beäst werden.

Botanische Vielfalt nimmt eher zu als ab

Krüsi et al. (1995) berichteten von 4 je 4 m² grossen Dauerbeobachtungsflächen im heute intensiv beästen Teil der Alp Stabelchod, in denen sich die mittlere Zahl an Gefässpflanzen von 21 Arten im Jahre 1941 auf 47 Arten im Jahre 1994 mehr als verdoppelt hat. Praktisch gleich gross war die Zunahme der Artenzahl auch auf der ca. 3200 m² grossen Dauerfläche „Il Prà“ unmittelbar bei der Hütte Stabelchod. Bis 1918 war diese Fläche eingezäunt und wurde als Heuwiese genutzt. Heute handelt es sich bei der gesamten Fläche um eine sehr intensiv beäste Dauerkurzweide. Auf Il Prà hat die Zahl der Gefässpflanzenarten von 1943 bis 1996 von 40 auf 81 zugenommen. Auf der 3000 m² grossen, ursprünglich von Braun-Blanquet (1931) eingerichteten Dauerbeobachtungsfläche auf Plan Praspöl ist die Zahl der Gefässpflanzen von 1917 (69 Arten) bis 1995 (86 Arten) ebenfalls grösser geworden, und auf der 1800 m² grossen Dauerfläche auf Plan da l'Acqua ist sie in den letzten 80 Jahren praktisch gleich geblieben (1917: 74 Arten, 1996: 76 Arten). Bemerkenswert ist auch, dass im subalpinen Bereich seit 1940 zahlreiche, im allgemeinen artenarme Lägerfluren verschwunden und durch deutlich artenreichere Wei-



Abb. 5: Ausschnitt der 67.5 m² grossen Dauerfläche S18 bei Il Salin (Stabelchod). Jedes Fähnchen markiert einen Keimling oder einen Jungbaum. Insgesamt wurden auf der Fläche 372 Keimlinge, Jungbäume und Bäume gefunden (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Bedeutung der Wildwechsel für die Verjüngung der Bäume auf einer 67.5 m² grossen Dauerfläche (S18) in einem Bergföhrenbestand bei Il Salin (Stabelchod). Insgesamt wurden 372 Keimlinge, Jungbäume und Bäume erfasst.

	aktuell benützte Wildwechsel	nicht mehr benützte Wildwechsel	Flächen ausserhalb von Wildwechseln
Fläche	13.2 m ²	6.2 m ²	48.1 m ²
Flächenanteil	19.6 %	9.2 %	71.2 %
Bäume ≤ 10 cm: Dichte (Anzahl)	18.8 pro m ² (249)	2.4 pro m ² (15)	0.6 pro m ² (28)
Bäume 11-149 cm: Dichte (Anzahl)	0.0 pro m ² (0)	0.0 pro m ² (0)	1.4 pro m ² (66)
Bäume ≥ 150 cm: Dichte (Anzahl)	0.0 pro m ² (0)	0.0 pro m ² (0)	0.3 pro m ² (13)
Bäume total: Dichte (Anzahl)	18.8 pro m ² (249)	2.4 pro m ² (15)	2.2 pro m ² (107)

derasen ersetzt worden sind (Krüsi et al. 1995, Abb. 8). Eine Ausnahme bildet eine auch 1996 noch vom Blauen Eisenhut dominierte Lägerflur auf 1920 m ü.M. im untersten Teil der Val Müschauns, einem Gebiet, das offenbar seit längerem von den Huftieren gemieden wird.

Diese Beispiele zeigen eindrücklich, dass bei den heutigen Huftierdichten auch sehr intensiv genutzte Weideteile nicht zwangsläufig botanisch verarmen – weder klein- noch grossräumig. Offenbar werden auch die Dauerkurzweiden nicht während des ganzen Jahres oder nicht jedes Jahr so intensiv genutzt, dass nur noch verbiss- und trittfeste Pflanzen mit flach am Boden liegenden Rosetten oder kriechenden Trieben gedeihen könnten. Dafür spricht auch die Feststellung, dass sich auf der praktisch vollständig als Dauerkurzweide genutzten Lichtung Plan da l'Acqua in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Jungbäume etablieren konnten (Abb. 4). Eine kleinräumige botanische Verarmung ist langfristig viel eher bei zu geringer oder völlig fehlender Nutzung durch Huftiere zu erwarten (Krüsi et al. 1995).

Erosion hat nicht zugenommen

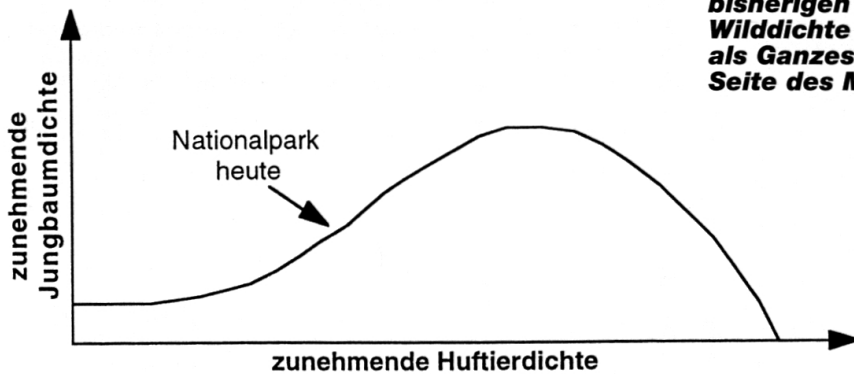
Aufgrund eines Vergleichs von Fotografien aus den Jahren 1938 und 1989 schreibt Brandt (1993): „Somit trifft die eingangs erwähnte Befürchtung, die hohen Huftierbestände verstärkten massgeblich die Erosion, nicht zu“. Dieses Ergebnis ist besonders bemerkenswert, weil Brandt (1993) seine Untersuchung zum Einfluss von Steinbock, Gemse und Rothirsch auf den Vegetationsschluss und die Erosion im Bereich alpiner Rasen in einem Gebiet durchgeführt hat, in welchem die Gesamtdichte von Rothirsch, Gemse und Steinbock seit Jahren rund doppelt so hoch ist wie in den übrigen Teilen des Nationalparks.

Scharblösse zugewachsen

Die Ergebnisse von Brandt (1993) werden auch durch Beobachtungen von Balthasar Stüssi gestützt. In einer Notiz von 1983 schreibt B. Stüssi, dass ausser auf Alp Mingèr seit 1940 keine Fälle bekannt seien, wo Huf- und Murmeltiere auf einer grösseren Fläche die Grasnarbe durch Scharren vollständig zerstört hätten. Grössere Hirsch-Suhlen gab es 1983 z.B. auf La Schera und Champlösch. Diese beiden Suhlen bestehen auch heute noch. Kleinere durch Scharren entstandene vegetationsfreie Stellen gibt es heute an verschiedenen Stellen im Park, 1996 z.B. auf Plan Mingèr und auf einer kleinen Lichtung am Nordost-Rand von Alp Stabelchod.

Das Beispiel der von Hirschen (*Cervus elaphus*) und Murmeltieren (*Marmota marmota*) geschaffenen Scharblösse auf Alp Mingèr (ca. 2160 m.ü.M.), die während ihrer maximalen Ausdehnung (1956) eine vollständig vegetationsfreie Fläche von 60 m² aufwies, zeigt deutlich, dass die Vegetation – auch bei hohen Huftierdichten – sogar grössere Lücken wieder erfolgreich zu schliessen vermag (Abb. 7 und 8). 1972 war die grosse Scharblösse wieder vollständig zugewachsen. Ab 1982/83 haben die Huf- und Murmeltiere fast an der gleichen Stelle erneut eine kleine, ca. 2 m² grosse Blösse freigescharrt, die

Abb. 6: Postulierter Zusammenhang zwischen Wilddichte und Baumverjüngung. Aufgrund der bisherigen Ergebnisse ist anzunehmen, dass die Wilddichte heute - wenn man den Nationalpark als Ganzes betrachtet - eindeutig auf der linken Seite des Maximums liegt (Pfeil).



Tab. 2: Futterangebot auf den subalpinen und alpinen Weiden im Schweizerischen Nationalpark. Die Bezeichnung der Grünlandtypen entspricht jener in der Vegetationskarte von Zoller et al. (1992). Die Berechnungen erfolgten mit den in Tabelle 3 angegebenen Daten.

	Alle subalpinen und alpinen Rasen (Fettwiesen+Magerwiesen+Grasheiden)	Nur Fett- und Magerwiesen
Fläche im SNP	3608 ha (20.5% der Parkfläche)	338 ha (1.9% der Parkfläche)
Futterangebot 1 gemäss Ertrag 1 (vgl. Tab. 2)	17 850 dt TS/Jahr (4.9 dt TS/ha & Jahr)	5 537 dt TS/Jahr (16.4 dt TS/ha & Jahr)
Futterangebot 2 gemäss Ertrag 2 (vgl. Tab. 2)	41 049 dt/Jahr (11.4 dt TS/ha & Jahr)	9 619 dt/Jahr (28.5 dt TS/ha & Jahr)
Mittlere Höhenlage der Weideflächen	2335 m ü.M.	2005 m ü.M.
Mittlere Dauer der Vegetationsperiode	76.6 Tage	110.6 Tage
Lebendgewicht eines Durchschnittshirsches	85 kg	85 kg
Futterbedarf pro Tag und Durchschnittshirsch	2.1 kg TS/Tag	2.1 kg TS/Tag
Futterbedarf pro Vegetationsperiode und Hirsch	160.9 kg TS für 76.6 Tage	232.3 kg TS für 110.6 Tage
Futterangebot genügt für	11 093 bis 25 512 Hirsche während 76.6 Tagen	2 384 bis 4 141 Hirsche während 110.6 Tagen

auch heute noch besteht (1996: 2.5 m² offener Boden).

Vergleicht man die langfristige (1943-1996) Entwicklung der Vegetation im 9 m² grossen Dauerquadrat Mi80, das zwischen 1950 und 1970 z.T. bis zur Hälfte in der Scharblösse lag, mit der Entwicklung anderer Lägerfluren im Gebiet (vgl. z.B. Krüsi et al. 1995), zeigt sich, dass die massive Beeinflussung der Grasnarbe durch scharrende Hirsche und Murmeltiere den Übergang von einer artenarmen Eisenhut-Lägerflur (1943: 14 Gefässpflanzenarten im Dauerquadrat) zu einer deutlich artenreicheren Weide mit Rasenschmieie (1996: 23 Arten) insgesamt offenbar nur unwesentlich beeinflusst hat (Abb. 8).

Offenbar war in den letzten 50 Jahren die Regenerationskraft der Vegetation immer genügend gross, um praktisch alle kleineren und grösseren huftierbedingten Lücken im Vegetationsteppich wieder erfolgreich zu schliessen.

Kein Futtermangel im Sommer

Hochrechnungen ergeben, dass allein auf den subalpinen und alpinen Weiden, die mit 36 km² etwa 21% der Parkfläche einnehmen, genügend Futter wächst, um während des Sommers etwa 11'000 bis 25'000 Hirsche zu ernähren. Berücksichtigt man lediglich die in der Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks und seiner Umgebung (Zoller et al. 1992, Zoller 1995, GIS SNP 1995) als Fett- und Magerwiesen ausgewiesenen Flächen, welche mit 3.4 km² nicht ganz 2% der Parkfläche bedecken, reicht das Futterangebot für etwa 2400 bis 4150 Hirsche (Tab. 2).

Die Flächenangaben für die Hochrechnungen wurden der digitalisierten Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks 1: 50'000 (GIS SNP 1995) entnommen. Das mittlere Lebendgewicht von 85 kg für den Durchschnittshirsch im Park wurde aufgrund der Gewichte von 24 im Jahre 1995 im Park erlegten Tieren (Daten: F. Filli; Gewichte der sau-

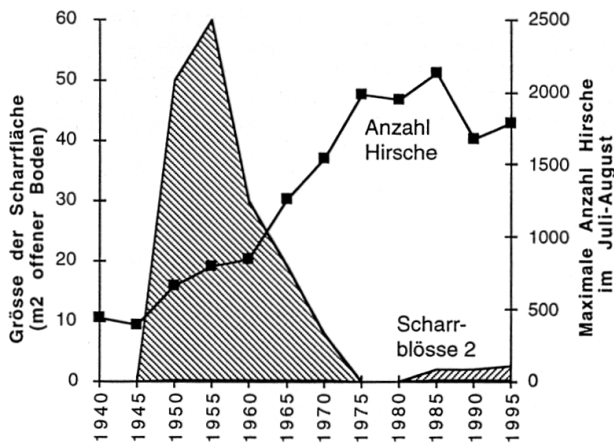


Abb. 7: Entwicklung der Fläche (m² offener Boden) der von Huftieren und Murmeltieren geschaffenen Scharrblößen auf Alp Minger (2160 m.ü.M; unmittelbar neben der Dauerbeobachtungsfläche Mi 80) von 1943 bis 1996. (Originaldaten: Balthasar Stüssi, Krüsi & Schütz, unveröffentlicht). Überlagert die Entwicklung der Hirschpopulation im Park (Höchstwerte Juli/August; Quelle: SNP).

ber aufgebrochenen Tiere + 33%) gerechnet. Der Durchschnittshirsch besteht aus 44% Stier à 106 kg (n=4), 39% Kuh à 82 kg (n=10) und 17% Kalb à 38 kg (n=10) und widerspiegelt die Zusammensetzung der Hirschpopulation im Nationalpark in den Jahren 1992 bis 1995 (Robin 1993, 1994; Robin und Filli 1995). Das mittlere Jagdgewicht (sauber aufgebrochen) der zehn 1995 im Park erlegten Hirschkühe war mit 61.5 kg praktisch identisch mit dem von Buchli (1979) für 3.5-jährige und ältere Hirschkühe im Gebiet Zernez-Scuol-Münstertal gefundenen Wert von 60.3 kg.

Da zuverlässige Daten über den täglichen Futterbedarf von wildlebenden Rothirschen fehlen, wurde der für einen Mutter-schafplatz übliche Wert von 2.1 kg TS pro Tag verwendet (LBL 1995). 2.1 kg TS entsprechen dem Tagesbedarf eines 80 kg schweren Mutterschafes im 3. Trächtigkeitmonat mit 2 Lämmern (Landwirtschaftliches Handbuch 1996) und passen gut zu dem von Bubenik (1984) für einen 100 kg schweren Rothirsch angegebenen Erhaltungsbedarf von 2 kg Heu pro Tag. Die für die Ertragsleistung der Weiden verwendeten Werte sind in Tabelle 3 angegeben; sie basieren auf Dietl (1994). Die tieferen Hirschzahlen ergeben sich jeweils, wenn man mit den in Dietl (1994) aufgeführten Futtererträgen rechnet, die höheren, wenn man in Anlehnung an Dietl (1979) in den Zentralalpen jeweils die für 300 m tiefer gelegene Weiden angegebenen Werte verwendet. Dies scheint sinnvoll, da ja in den Zentralalpen auch die Waldgrenze 300 bis 400 m höher liegt als in den Aussenketten (Landolt 1992), und widerspiegelt sich auch in der Wärmegliederungskarte von Schreiber et al. (1977): im Bereich des Nationalparks liegen die Grenzen der einzelnen Wärmestufen im Mittel ca. 300 bis 400 m höher als z.B. in den Waadtländer Alpen. Dass dieses Vorgehen realistisch ist, zeigen die von verschiedenen Autoren im Nationalpark durchgeführten Produktionsmessungen (z.B. Galland 1982, Zimmermann 1990, Filli et al. 1994, Holzgang et al. 1996) sowie die in anderen Teilen der Zentralalpen gefundenen Erträge (z.B. Giger 1971, Peterer 1985, Dietl 1986).

Gegen diese Hochrechnungen könnte man einwenden, dass auch andere Tiere, namentlich etwa 1300 Gamsen, 400 Steinböcke und zahlreiche Murmeltiere etc., im Park leben. Andererseits muss man aber auch berücksichtigen, dass die Hirsche sicher auch die 50 km² grossen Wälder des Parks als Futterquelle nutzen und zum Teil auch ausserhalb des Parks äsen. In den unmittelbar an die Alpen Stabelchod und La Schera angrenzenden Waldflächen ergab eine systematische Stichprobe Anfang September 1996 z.B. einen Flächenanteil mit deutlich beäster Krautschicht in der Grössenordnung von 5% (Stabelchod: 4.9%, n=33; La Schera: 5.5%, n=21). Insgesamt darf man annehmen, dass unsere Hoch-

rechnungen das theoretisch verfügbare Futterangebot in den Sommereinstandsgebieten eher unter- als überschätzen.

Verschiedene andere Autoren kommen ebenfalls zum Schluss, dass das Wild im Nationalpark bei weitem nicht das gesamte auf den alpinen und subalpinen Weiden verfügbare Futterangebot nutzt. Zimmermann (1990) schätzte bei ihrer Untersuchung auf alpinen Rasen in der Val Müschauns (2250 m ü.M.), dass lediglich zwischen 6% und 23% der während der Vegetationsperiode produzierten Pflanzenmasse von Huftieren gefressen wurde. Aus Holzgang et al. (1996) geht hervor, dass im Südteil der Alp Stabelchod (1910 m ü.M.) 37% und auf der Fettweide II Fuorn (1790 m ü.M.) 49% der verfügbaren Futterenergie vom Wild konsumiert werden. Holzgang et al. (1996) haben auch den Energiebedarf der auf diesen beiden Weiden beobachteten Hirsche berechnet und kamen zum Schluss, dass sowohl auf Alp Stabelchod als auch auf II Fuorn jeweils 56% der verfügbaren Futtermenge genügen, um den Bedarf während des Sommers zu decken; da der von Holzgang et al. (1996) angenommene tägliche Energiebedarf mit 33 MJ pro Hirschkuh von 80 kg Körpergewicht sehr hoch ist, dürften diese Prozentsätze in Wirklichkeit deutlich tiefer liegen. Eine andere Möglichkeit, das Futterangebot auf den subalpinen und alpinen Weiden im Park während des Sommers abzuschätzen, bieten Daten zur Nutzung dieser Weiden vor der Gründung des Nationalparks. Die produktive Weidefläche (inkl. II Fuorn-Wiesen) war um 1900 mit 3645 ha (Strüby 1909) nur unwesentlich grösser als heute mit 3608 ha (GIS SNP 1995, Tab. 2). Ebenfalls praktisch konstant geblieben ist in den letzten 100 Jahren die Zahl der Gamsen; diese können bei den folgenden Berechnungen daher ausgeklammert werden. Gemäss der Schweizerischen Alpstatistik konnten zu Beginn des Jahrhunderts auf den Alpweiden im Bereich des heutigen Nationalparks 682 Stösse, d.h. ausgewachsene Kühe, während 90 Tagen gesömmert werden (Strüby 1909). Um die Jahrhundertwende

Tab. 3: Für die Berechnung des Futterangebots auf den subalpinen und alpinen Weiden im Schweizerischen Nationalpark verwendete Daten. Die Flächenangaben wurden von A. Bachmann vom Geografischen Institut der Universität Zürich aufgrund der digitalisierten Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks (GIS SNP 1995) berechnet. Die Dauer der Vegetationsperiode wurde Schreiber et al. (1977) entnommen. Die Ertragswerte basieren auf Angaben in Dietl (1994): Ertrag 1 = Wert gemäss Dietl (1994), Ertrag 2 = für Zentralalpen korrigierte Werte = Wert, der in Dietl (1994) für 300 m tiefer gelegene Weiden angegeben ist.

100 m-Höhenbereich Ø (m ü.M.)	Dauer Veg.-periode (Tage)	Fettwiesen (9.3 ha)			Magerwiesen (328.5 ha)			Grasheiden (3270.1 ha)		
		Fläche (ha)	Ertrag (dt TS/ha)		Fläche (ha)	Ertrag (dt TS/ha)		Fläche (ha)	Ertrag (dt TS/ha)	
			1	2		1	2		1	2
1550	173	0.0	-	-	0.4	34	46	0.0	22	34
1650	158	0.0	-	-	4.7	30	42	0.7	18	30
1750	143	3.9	48	73	16.9	26	38	0.6	16	26
1850	128	5.4	43	68	37.8	22	34	1.5	14	22
1950	115	0.0	-	-	75.8	18	30	5.0	12	18
2050	105	0.0	-	-	111.6	14	26	47.0	10	16
2150	95	0.0	-	-	69.1	10	22	265.0	8	14
2250	85	0.0	-	-	12.0	6	18	785.1	6	12
2350	75	0.0	-	-	0.2	4	14	920.4	4	10
2450	65	0.0	-	-	0.0	-	-	612.9	2	8
2550	55	0.0	-	-	0.0	-	-	424.5	0	6
2650	45	0.0	-	-	0.0	-	-	161.0	0	4
2750	35	0.0	-	-	0.0	-	-	43.0	0	2
2850	25	0.0	-	-	0.0	-	-	3.2	0	0

wog eine ausgewachsene Kuh im Bündner Oberland zwischen 350 kg und 500 kg (Stebler 1903, Engler 1947, Stiftung Pro Specie Rara 1995; metabolisches Körpergewicht = 81-106 kg). Geht man von einem Lebendgewicht von 85 kg pro Durchschnittshirsch (metabolisches Körpergewicht = 28 kg) aus und verwendet man für die Umrechnung der Kuh-Stösse in Hirsch-Stösse die metabolischen Körpergewichte (Bubenik 1984), entsprechen die 682 Kuh-Stösse etwa 1970 bis 2570 Hirsch-Stössen. Nimmt man ausserdem an, dass die Weidezeit auf den im Mittel auf 2335 m ü.M. gelegenen Alpen der durchschnittlichen Vegetationsperiode in dieser Höhenlage, d.h. ca. 77 Tagen, entspricht (Tab. 2), reicht die um die Jahrhundertwende vom Weidevieh im Bereich des heutigen Nationalparks verzehrte Futtermenge für 2315 bis 3020 Hirsche. Da auf vielen bewirtschafteten Alpweiden auch heute noch weniger als die Hälfte

der verfügbaren Futtermenge vom Vieh gefressen wird, hätte das Futter mit grosser Wahrscheinlichkeit für mindestens doppelt so viele Tiere, d.h. für mindestens 4630 bis 6040 Hirsche, ausgereicht. Oderscheka und Klug (1982) berichten z.B., dass auf einer bewirtschafteten Weide in den Niederen Tauern lediglich 41% der maximalen Gesamtbioasse gefressen wurde. Damit stimmt überein, dass auf der Alp Jänzimatt (Kanton Obwalden) dank einer verbesserten Weidenutzung die Milchproduktion von 40'000 kg auf 90'000 kg pro Alpsaison mehr als verdoppelt werden konnte (Dietl et al. 1981). In der gleichen Grössenordnung liegen die Verbesserungen, welche im Rahmen einer neuen alpwirtschaftlichen Nutzungsplanung auf vier Alpen im Gebiet von Glau-benbüelen (Kanton Obwalden) erzielt worden sind: durch geschicktere Bewirtschaftung konnte der Viehbesatz um 37% von 450 auf 620 Grossviehein-



heiten erhöht werden, obwohl durch Auszäunen von Wald und Feuchtgebieten gleichzeitig die Weidefläche von 600 ha auf 320 ha fast halbiert wurde (Dietl et al. 1981).

Alle Berechnungen und Studien zeigen also übereinstimmend, dass die Menge des vorhandenen Futters im Sommer mehr als ausreichend ist für die etwa 1700 Hirsche, die sich gemäss den offiziellen Zählungen in den Jahren 1992 bis 1995 heute im Park aufhalten (Robin 1993, 1994; Robin und Filli 1995). Zudem handelt es sich bei den 1700 Hirschen um den sommerlichen Maximalwert und nicht um einen für die gesamte Vegetationsperiode repräsentativen Mittelwert. Wie steht es nun aber mit der Qualität des Futters?

Gute Futterqualität

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass die Qualität des Futters im Gebiet allgemein sehr gut ist. Bei 16 Proben aus der Val Foraz, die im Juli und August auf Höhen zwischen 2220 und 2420 m ü.M. gesammelt worden waren, massen Filli et al. (1994) einen mittleren NEL-Wert (Netto-Energie Laktation) von 5.7 MJ pro kg TS. Achermann (unveröff.) fand auf dem südlichen Teil von Alp Stabelchod (1910 m ü.M.) bei 38 zwischen Ende Juni und Anfang August geernteten Proben einen mittleren NEL-Wert von 6.4 MJ pro kg TS und auf Il Fuorn (1790 m ü.M.) bei 51 zwischen Anfang Juni und Ende Juli geernteten Proben einen solchen von 6.6 MJ pro kg TS. Gemäss dem Landwirtschaftlichen Jahrbuch (1996) entsprechen diese Werte jenen von mittel intensiv bis intensiv genutztem, Leguminosen-reichem Grünland (5.8 bis 6.7 MJ pro kg TS); sie liegen eindeutig über jenen von wenig intensiv genutzten kräuterreichen Beständen (4.5 bis 4.7 MJ pro kg TS).

Hirsche müssen nachts den Park nicht verlassen

Diese Berechnungen und Untersuchungen zeigen, dass die Aussage von Blankenhorn (1989) «Das Nahrungsangebot in den Sommereinständen ist in-

zwischen derart übernutzt, dass ... fast die Hälfte der im Park lebenden Rothirsche „Grenzgänger“ sind, die nachts den Park gezwungenermassen verlassen, um sich auf den Wiesen ausserhalb zu ernähren und dann im Morgengrauen in das streng geschützte Reservat zurückkehren.» mindestens insofern zu korrigieren ist, als während des Sommers Futtermangel innerhalb des Nationalparks als Grund nicht in Frage kommt, falls wirklich die Hälfte der Rothirsche nachts den Park verlassen. Das „Grenzgänger-Phänomen“ ist bisher vor allem in der Val Mingèr beobachtet worden; für die Val Trupchun hingegen gibt es z.B. trotz entsprechender Untersuchungen bis heute keine Hinweise auf tageszeitliche Wanderungen in die Nachbartäler (B. Nievergelt mündl.).

Schlechte Konstitution hat andere Gründe

Falls zutrifft, dass die Konstitution der Hirschkühe im Raum Zernez-Scuol-Münstertal schlechter ist als im übrigen Unterengadin und im restlichen Kantonsgebiet (Buchli 1979), ist dies sicher nicht darauf zurückzuführen, dass es im Nationalpark während des Sommers zu wenig Futter hätte. Man muss sich allerdings auch fragen, wie gut die von Buchli (1979) gewählten Kriterien die Konstitution der Tiere wiedergeben: «Als Konstitutionsmass wurde jene Masskombination gesucht, welche die adulten laktierenden Hirschkühe aus dem Gebiet Zernez-Scuol-Münstertal von adulten Hirschkühen aus den Gebieten S-chanf-Sent-Martina und Übriger-Kanton-Graubünden am besten trennt».

Nahrungsangebot im Sommer ist nur ein Faktor

Der Futtervorrat in den Sommereinstandsgebieten ist selbstverständlich nur einer der Faktoren, welche die mögliche Grösse einer Hirschkühepopulation bestimmen. Weitere entscheidende Elemente sind unter anderem das Nahrungsangebot in den Wintereinstandsgebieten und die negativen Auswirkungen von hohen Populationsdichten auf Sozialverhalten und Gesundheit der Hirsche. Ein weiteres wichtiges

FOTO: B. O. KRÜSI



Abb. 8: Das Gebiet der 1956 ca. 60 m² grossen Scharrblösse auf Alp Mingèr (2160m.ü.M) in den Jahren 1943 (links), 1952 (mitte) und 1996 (rechts).

Element ist sicher die Bereitschaft der Gesellschaft, hirschbedingte Mindererträge in Land- und Forstwirtschaft und eventuell lokal ein höheres Naturgefahren-Risiko in Kauf zu nehmen, z.B. im Zusammenhang mit Wildverbiss in Schutzwäldern.

Auf den Heuwiesen ausserhalb des Parks halten sich die Ertragsausfälle in Grenzen

Der landwirtschaftlich nutzbare Ertrag auf den Wiesen und Weiden in der Umgebung des Nationalparks wird durch die Hirsche zwar stellenweise sicher gemindert. Selbst in Fettwiesen mit hoher Äsungsbelastung halten sich die Ertragsausfälle mit durchschnittlichen Einbussen von 12% beim Heuertrag und von 0.3% beim Endertrag jedoch in Grenzen (Voser 1987). Diese Werte hat Voser (1987) auf 40 waldnahen Fettwiesen mit bekannt hoher Äsungsbelastung im Unterengadin und im Münstertal während des witterungsmässig einigermassen typischen Jahres 1977 ermittelt; es ist zu beachten, dass Voser (1987) Fettwiesen, von denen bekannt war, dass sie von den Hirschen wenig oder nicht besucht werden, nicht berücksichtigt hat. Gemäss den Karten in Voser (1987) war in den Jahren 1973 bis 1977 die Belastung durch Rotwild nur auf ca. 15% bis 20% der Wiesen im Unterengadin «meistens gross», auf gut der Hälfte aber «meistens klein oder fehlend». Es ist daher anzunehmen, dass die Schäden, welche die Hirsche im frühen Frühling während ihrer Wanderung in die Sommereinstände im Park anrichten, die Heuerträge im Unterengadin im Mittel um weniger als 5% vermindern.

Auf den Alpweiden ausserhalb des Parks verbessert das Wild die Futterqualität

Auf die Futterqualität auf den landwirtschaftlich genutzten Alpweiden in der Umgebung des Nationalparks hat die Beäsung im Frühling vermutlich eher positive Auswirkungen. Die Hirsche vermindern die Verunkrautung, weil sie unmittelbar nach der Schneeschmelze auch die Weideunkräuter fressen, welche die Weidetiere später im Jahr verschmähen.

Onderscheka & Klug (1982) berichten z.B. von Alpweiden in den Niederen Tauern, dass vor dem Alpauftrieb Hirsch und Gemse gar bevorzugt Weideunkräuter wie Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*), Weisses Germer (*Veratrum album*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) etc. gefressen haben. Das gut dokumentierte Verschwinden der meisten Lägerfluren in der subalpinen Stufe innerhalb des Nationalparks (Krüsi et al. 1995, Abb. 8) stützt diese Ergebnisse. Ausserdem verhindern die Huftiere, dass das Futter überständig wird. Dies ist vor allem auf den höher gelegenen Alpweiden der Fall, die im Frühling oft zu spät bestossen werden (Dietl 1994).

Waldverjüngung auch ausserhalb des Parks nicht gefährdet

Mit Computersimulationen haben Fritschi und Kienast (1995) die Auswirkungen von Wildverbiss auf die Waldentwicklung für acht UWIWA-Untersuchungseinheiten im Unterengadin berechnet (UWIWA=BUWAL-Projekt zur „Untersuchung der Wildschäden am Wald in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks“; Daten: Büro Stadler & Abderhalden bzw. Büro Arinas, Zernez). Die Bestände liegen zwischen 1250 und 2050 m ü.M., in Gebieten, von denen bekannt ist, dass sie vom Rothirsch regelmässig als Wintereinstände genutzt werden. Sieben Bestände befinden sich ausserhalb des Nationalparks. In allen Fällen haben die Computersimulationen ergeben, dass sich die Waldbestände bei der heutigen Verbissbelastung in den nächsten 400 Jahren nicht wesentlich anders entwickeln werden als wenn keinerlei Wildverbiss vorhanden wäre.

Auch ein dreimal höherer Wildverbiss als heute würde in keinem der untersuchten Bestände während der nächsten 400 Jahre zu einer deutlichen Reduktion der Gesamtbioasse führen. Dabei ist zu bedenken, dass bei diesen Simulationen lediglich Verbiss-, nicht aber andere huftiertypische Schäden (z.B. Schlag- und Fegeschäden) berücksichtigt worden sind.

Verbiss nicht der entscheidende Faktor

Die Ergebnisse der sehr umfangreichen Untersuchungen von Näscher (1979) «Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des subalpinen Fichtenwalds in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks» legen den Schluss nahe, dass für die Konkurrenzkraft der jungen Fichten andere Faktoren wesentlich wichtiger sind als der Verbiss: Bei insgesamt ca. 8000 untersuchten Fichten mit Schaftlängen zwischen 30 cm und 209 cm betrug der Anteil der Fichten mit Gipfeltriebverbiss bei den vorwachsenden Individuen 55%, bei den mitwachsenden 41% und bei den zurückbleibenden 22%. Ein sehr ähnliches Bild ergab sich bei 167 Fichten der späten Dickungs- und schwachen Stangenholzstufe: der Anteil der Fichten mit mehr als viermaligem Gipfeltriebverbiss betrug bei den vorwachsenden Individuen 18%, bei den mitwachsenden 12% und bei den zurückbleibenden 4%. Dabei ist zu bedenken, dass Näscher (1979) in seiner Arbeit nur Waldbestände berücksichtigt hat, von denen bekannt war, dass sie vom Rothirsch regelmässig als Wintereinstände genutzt werden; die Verbissbelastung war daher mit Sicherheit wesentlich höher als im Durchschnitt der subalpinen Fichtenwälder in der Umgebung des Nationalparks. Bemerkenswert ist auch die folgende Feststellung von Näscher (1979): «Eine gewinkelte, verzweigte oder verbuschte Schaftachse, die in der Jungwaldstufe als schwerwiegende Schädigung beurteilt wird, bedeutet ... meist nur eine Qualitätseinbusse auf Zeit».

Zusammenfassung

Die Wälder im Park

- Alle in den letzten Jahren veröffentlichten vegetationskundlichen und forstlichen Untersuchungen kommen zum Ergebnis, dass bei der heutigen Huftierdichte die Verjüngung der Wälder im Nationalpark insgesamt nicht gefährdet ist.
- Vergleiche mit alten Luftbildern und Langzeituntersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen zeigen, dass der Wald trotz der seit ca. 1965 relativ hohen Hirschkichte während der letzten Jahrzehnte an verschiedenen Stellen im Nationalpark erfolgreich auf die ehemaligen Weiden hinaus vorgedrungen ist.
- Auf Wildwechsellern ist die Dichte der Baumkeimlinge und Jungbäume rund zehnmals grösser als in ungestörter Vegetation: Verjüngung und Ausbreitung des Waldes scheinen durch die heutige Huftierdichte eher gefördert als behindert zu werden.

Die Weiden im Park

- In der subalpinen Stufe wird nur ein kleiner Teil des Grünlandes vom Wild so intensiv genutzt, dass eine Dauerkurzweide entsteht.

- In der Mehrzahl der bisher untersuchten Dauerbeobachtungsflächen im Bereich der vom Wild seit längerem sehr intensiv genutzten Dauerkurzweiden hat die Zahl der Gefässpflanzenarten in den letzten 50 bis 80 Jahren zugenommen; in einigen ist sie gleich geblieben, aber in keiner ist sie kleiner geworden.
- In den von Brandt (1993) untersuchten alpinen Rasen waren die Erosionsschäden 1989 nicht grösser als 1938. Die vom Wild verursachte grosse Scharrblösse auf Alp Murtèr ist wieder vollständig zugewachsen.
- Allein auf den subalpinen und alpinen Weiden im Park wächst eine Futtermenge, die theoretisch genügt, um während des Sommers zwischen 11'000 und 25'000 Hirsche zu ernähren. Verschiedene Untersuchungen belegen, dass die Qualität des Futters im allgemeinen sehr gut ist. Das Nahrungsangebot in den Sommereinständen ist quantitativ und qualitativ also so gut, dass während des Sommers sicher kein Hirsch gezwungen ist, nachts den Park zu verlassen, um sich auf den Wiesen ausserhalb zu ernähren. Auch die von Buchli (1979) beobachtete – im Vergleich zum übrigen Unterengadin – schlechte Konstitution der Hirschkühe im Raum Zernez-Scuol-Münstertal muss andere Gründe haben.

Grünland ausserhalb des Parks

- In der Umgebung des Nationalparks vermindern die Huftiere zwar stellenweise den landwirtschaftlich nutzbaren Ertrag. Selbst in Fettwiesen mit bekannt hoher Äsungsbelastung halten sich die Ertragsausfälle mit durchschnittliche Einbussen von 12% beim Heuertrag und von 0.3% beim Emdertag aber in Grenzen (Voser 1987).
- Auf den landwirtschaftlich genutzten Alpweiden in der Umgebung des Nationalparks hat die Beäsung im Frühling vermutlich eher positive Auswirkungen: Unmittelbar nach der Schneeschmelze frisst das Wild auch die Weideunkräuter, welche die Weidetiere später im Jahr verschmähen; auf den höher gelegenen Alpweiden, die im Frühling oft zu spät bestossen werden, vermindert es die Gefahr, dass das Futter überständig wird.

Wälder ausserhalb des Parks

- Computersimulationen für mehrere heute vom Rothirsch regelmässig als Wintereinstände genutzte Waldbestände im Unterengadin haben ergeben, dass sich diese bei der heutigen Verbissbelastung in den nächsten 400 Jahren nicht wesentlich anders entwickeln werden als wenn keinerlei Wildverbiss vorhanden wäre.
- Die Ergebnisse der Untersuchungen von Näscher (1979) «Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des sub-

alpinen Fichtenwalds in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks» legen den Schluss nahe, dass für die Konkurrenzkräft der jungen Fichten andere Faktoren wichtiger sind als der Verbiss.

Literatur

ACHERMANN G., 1995: Kleinräumige Nutzung von zwei subalpinen Rasen durch den Rothirsch (*Cervus elaphus* L.) im Schweizerischen Nationalpark. Diplomarbeit. Geobotanisches Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 47 S.
 BLANKENHORN H.J., BUCHLI Ch., VOSER P., BERGER Ch., 1979: Bericht zum Hirschproblem im Engadin und Münstertal. Eidg. Oberforstinspektorat, Bern. 160 S.
 BLANKENHORN H.J., 1989: Der Rothirsch – Schau- und Problemtier zugleich. *Terra Grischuna*, Chur, 48(3), 17-19.
 BOTT G., 1996: Ende des Schweizerischen Nationalparks? *Bündner Zeitung* vom 27. Januar 1996.
 BRANDT M., 1993: Einfluss von Steinbock, Gemse und Rothirsch auf den Vegetationsschluss und die Erosion im Bereich alpiner Rasen. *Cratschla* 1(2), 27-37.
 BRANG P., 1989: Untersuchungen zur Zerfallsdynamik in unberührten Bergföhrenwäldern im Schweizerischen Nationalpark. *Schw. Z. Forstw.* 140(2), 155-163.
 BRAUN-BLANQUET J., 1931: Vegetationsentwicklung im Schweizerischen Nationalpark. Ergebnisse der Untersuchung von Dauerflächen. *Jahresber. Naturf. Ges. Graubündens* N.F. 69, 3-82.
 BUBENIK A.B., 1984: Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes. BLV Verlagsgesellschaft, München. 272 S.
 BUCHLI Ch., 1979: Zur Populationsdynamik, Kondition und Konstitution des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im und um den Schweizerischen Nationalpark. Dissertation, Universität Zürich. 99 S. + 22 S. Anhang.
 BURCKHARDT D., 1957: Über das Wintersterben der Hirsche in der Umgebung des Nationalparkes. *Schweizer Naturschutz* 23(1), 1-5.
 DIETL W., 1979: Standortgemässe Verbesserung und Bewirtschaftung von Alpweiden. Birkhäuser, Basel. 67 S.
 DIETL W., 1986: Pflanzenbestand und Ertrag von subalpinen Wiesen im Hinterrheingebiet, Graubünden. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, 87, 260-274.
 DIETL W., 1994: Weidewirtschaft. In: Wäfler P. (Hrsg.), *Alpwirtschaft*. LMZ, Zollikhofen. S. 7-41.
 DIETL W., Berger P., Ofner W., 1981: Die Kartierung des Pflanzenstandortes und der futterbaulichen Nutzungseignung von Naturwiesen. *Forschungsanstalt für Pflanzenbau Zürich-Rekenholz*. 43 S.
 ENGLER W., 1947: *Das Schweizerische Braunvieh*. Huber, Frauenfeld.
 FILLI F., NIEVERGELT B., WALDIS R., 1994: Das Futterangebot alpiner Weiden in der Val Foraz. *Cratschla* 2(2), 50-55.
 FRITSCHI J., KIENAST F., 1995: Untersuchung über die Auswirkungen des Wildverbisses auf die Bestandesentwicklung ausgewählter Waldgebiete im Unterengadin. *Manuskript*. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. 18 S.
 GALLAND P., 1982: Etude de la végétation des pelouses alpines au Parc National Suisse. *Diss., Université de Neuchâtel*. 177 S.
 GIGON A., 1971: Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und Karbonatboden. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, 96, 79 S.
 GIS SNP, 1995: Digitalisierte Version der Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks und seiner Umgebung 1:50'000 von Zoller et al. (1992). *Geografisches Institut der Universität Zürich*.
 HOLZGANG O., ACHERMANN G., GIGON A., 1996: Productivity and usage by red deer (*Cervus elaphus* L.) of two subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 62, 35-45.
 KRÜSI B.O., SCHÜTZ M., WILDI O., GRÄMIGER H., 1995:

Huftiere, Vegetationsdynamik und botanische Vielfalt im Nationalpark. *Cratschla* 3(2), 14-25.
 LANDOLT E., 1992: *Unsere Alpenflora*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 318 S. 120 Tafeln.
 LBL, 1995: Gesamtbetrieblicher Nährstoffhaushalt. Vergleich zwischen Pflanzenbedarf und Nährstoffanfall. Auflage 5.0, Juli 1995. *Landwirtschaftliche Beratungszentrale, Lindau*.
 Landwirtschaftliches Handbuch, 1996: *Landwirtschaftliches Handbuch zum Wirz-Kalender*. Verlag Wirz, Aarau. 102. Jahrgang. 352 S.
 NÄSCHER F.A., 1979: Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des subalpinen Fichtenwalds in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks. *Dissertation, ETH-Zürich*. 120 S.
 ONDERSCHKEKA K. und KLUG B., 1982: Äsungsbelastung ehemals als Alm genutzter Kare durch Schalenwild. *Cbl.ges.Forstwesen* 99, 140-148.
 PETERER R., 1985: Ertragskundliche Untersuchungen von gedüngten Mähwiesen in der subalpinen Stufe von Davos. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*. 84. Heft. 100 S.
 ROBIN K., 1993: Beobachtungen 1992 zur Pflanzen- und Tierwelt (im Schweizerischen Nationalpark). *Cratschla* 1(2), 6 -11.
 ROBIN K., 1994: Beobachtungen 1993 zur Pflanzen- und Tierwelt (im Schweizerischen Nationalpark). *Cratschla* 2(2), 8 -11.
 ROBIN K. und FILLI F., 1995: Beobachtungen 1994 zur Pflanzen- und Tierwelt (im Schweizerischen Nationalpark). *Cratschla* 3(2), 9 -11.
 SCHREIBER K.-F., KUHN N., HÄBERLI R., SCHREIBER C., 1977: *Wärmegliederung der Schweiz*, Masstab 1:200 000 – auf Grund von phänologischen Geländeaufnahmen in den Jahren 1969 bis 1973. Eidg. Justiz- und Polizeidepartement, Bern: Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale. 4 Karten + Textheft und Beikarte.
 STEBLER F.G., 1903: *Alp und Weidewirtschaft*. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin.
 STIFTUNG PRO SPECIA RARA, 1995: *Landwirtschaftliche Gentransourcen der Alpen – Uebersicht, Initiativen und Handlungsbedarf*. Zusammengefasst von der Stiftung Pro Specia Rara, CH-9000 St. Gallen. Herausgegeben von der Bristol-Stiftung, Zürich. *Bristol-Schriftenreihe; Band 4*. 544 S.
 STRÜBY A., 1909: *Die Alpwirtschaft im Kanton Graubünden*. Schweizerische Alpstatistik, 18. Lieferung. Hrsg.: Schweizerischer alpwirtschaftlicher Verein, Solothurn.
 STÜSSI B., 1970: Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp La Schera im Schweizer Nationalpark während der Reservatsperiode 1939-1965. *Ergebn. wissenschaftl. Untersuch. Schweiz. Nationalpark* 13. 385 S.
 STÜSSI B., 1972: *Vegetation und Hirsch im Schweizer Nationalpark*. *Schweizer Naturschutz* 38(6), 156-160.
 VOSER P., 1987: Einflüsse hoher Rothirschbestände auf die Vegetation im Unterengadin und im Münstertal, Kanton Graubünden. *Ergebn. wissenschaftl. Untersuch. Schweiz. Nationalpark* 16, 143-220.
 ZIMMERMANN B., 1990: Wechselwirkungen zwischen alpinen Rasen und freilebenden Huftieren im Schweizerischen Nationalpark: Produktion, Konsumation, Selektivität. *Diplomarbeit*. Zoologisches Institut der Universität Zürich. 49 S.
 ZOLLER et al., 1992: *Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks und seiner Umgebung 1:50'000*. Herausgegeben von der Wissenschaftlichen Nationalparkkommission der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften.
 ZOLLER H., 1995: *Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks*. Erläuterungen. *Nationalparkforschung in der Schweiz*, Nr. 85. *Zerne*. 108 S.

Adresse der Autoren

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 8903 Birmensdorf

RTge signifitgan ils animals ad unglia per il Parc nazional? In studi davart la purschida da pavel e la regeneraziun dal guaud

Perscrutaziuns da la vegetaziun mussan ch'ina pitschna part da las pastgiras subalpinas dal Parc vegnan utilisadas oz intensivamain dals animals ad unglia. En la zona alpina na datti pratiscamain naginas pastgiras che vegnan pasculadas curt- e permanentamain da la selvaschina. Sin naginas da las surfatschas observadas, che vegnan utilisadas intensivamain e permanentamain da la selvaschina, na s'ha il dumber da speziaz da plantas diminuì durant ils ultims 50 fin 80 onns - en la plipart dals cas s'ha quel dumber schizunt augmentà. En in territori dal Parc cun spezialmain blera selvaschina nun eran ils donnos d'erosiun il 1989 pli grond ch'ìl 1938, e l'unic lieu pli grond nua ch'ìl animals selvadis han stgavà davent la vegetaziun è puspè creschi en. En diversas parts dal Parc han ils guauds conquistà cun success las zonas subalpinas. En ils guauds determinads e prescrutads fin qua èn sa regiuvnadas las plantas fitg bain.

La grondezza odierna da la populaziun dals animals ad unglia para plitost da promover che d'impedir la regeneraziun e deraziun dal guaud. Ils resultats d'ina calculaziun approximativa quadran cun questa constataziun: las pastgiras subalpinas ed alpinas dal Parc èn ils sulets lieus nua ch'i crescha ina quantità da pavel che bastass theoreticamain per nutrir la stad tranter 11 000 e 25 000 tschiervs. La purschida da pavel durant la stad è natiralmain be in dals facturs che determineschan la grondezza pussaivla d'ina populaziun da tschiervs. La mancanza da pavel en ils quartiers da stad en il Parc na po betg esser la raschun per il fatg ch'ìls tschiervs bandunan la notg il reservat u per il fatg ch'els èn qua pli pitschens e pli levs ch'èn l'ulteriura part da l'Engiadina bassa.

IGli ungulati: che cosa rappresentano nello spazio vitale del Parco Nazionale? Uno studio sulle possibilità di nutrizione ed il ringiovanimento del bosco

Ricerche fitosociologiche mostrano che oggi, all'interno del Parco, soltanto una piccola parte dei pascoli subalpini viene sfruttata intensivamente dagli ungulati: al livello alpino non esiste in pratica alcun pascolo permanente. In nessuna delle superfici di osservazione oggetto di ricerca, all'interno dei pascoli permanenti sfruttati intensivamente dalla selvaggina è diminuito, nell'arco degli ultimi 50-80 anni, il numero dei tipi di piante - nella maggior parte dei casi esso è, al contrario, aumentato. In una zona del Parco particolarmente ricca di selvaggina, i danni causati dall'erosione nel 1989 non erano più grandi che nel 1938; l'unica grande superficie priva di vegetazione a causa dei danni provocati dallo scalpito è nuovamente cresciuta. In diverse aree del Parco le foreste si sono estese, con successo, al di fuori dei prati subalpini. Il ringiovanimento delle piante nelle zone permanenti di foresta sinora osservate è assai buono.

Presumibilmente il ringiovanimento del bosco e la sua espansione sono sostenuti, piuttosto che ostacolati, dall'attuale densità di ungulati. Questa analisi è provata matematicamente: soltanto nei pascoli subalpini ed alpini del Parco cresce una quantità di sostanze nutritive, che sarebbe teoricamente sufficiente a sfamare, durante l'estate, fra gli 11 000 ed i 25 000 cervi. L'offerta di nutrimento d'estate è chiaramente solo uno dei fattori che determinano la grandezza possibile di una colonia di cervi. La mancanza di cibo nelle aree di passaggio estive nel Parco non può tuttavia essere il motivo per il quale i cervi, di notte, abbandonano il Parco, o per il quale essi, all'interno del Parco, restano più piccoli e più gracili in confronto al resto dell'Engadina bassa.

FQuelle importance ont les ongulés pour l'espace vital du Parc national suisse? Une étude sur la quantité de nourriture et le rajeunissement de la forêt.

Des recherches sur la végétation démontrent qu'aujourd'hui seule une petite partie des pâturages subalpins est fréquentée intensivement par les ongulés; dans la zone alpine il n'existe pratiquement pas de pâturages de courte durée. Au cours des 50 à 80 dernières années, le nombre des espèces de plantes n'a

diminué sur aucune des surfaces de contrôle permanent examinées jusqu'à présent et se trouvant près des pâturages de courte durée fréquentés intensivement par les ongulés. Dans une région du Parc particulièrement riche en gibier, les dommages dus à l'érosion en 1989 n'étaient pas plus élevés qu'en 1938 et la seule partie sans herbe (à cause d'un grand rassemblement) connue est maintenant à nouveau recouverte. A différents endroits dans le Parc les forêts se sont étendues avec succès au-delà des pâturages subalpins. Sur les surfaces de contrôle dans la forêt, le rajeunissement des arbres est très bon. Il semblerait que la concentration d'ongulés d'aujourd'hui favorise le rajeunissement et l'expansion. Ces résultats confirment un calcul: sur les pâturages alpins et subalpins du Parc pousse une quantité de nourriture qui, théoriquement, suffirait à nourrir pendant un été entre 11 000 et 25 000 cerfs. L'offre de nourriture en été est seulement un des facteurs qui déterminent la grandeur d'une population de cerfs. Toutefois, ce n'est pas le manque de nourriture qui est responsable du fait que les cerfs quittent le Parc la nuit ou que les cerfs vivant dans le Parc soient plus petits et plus légers que ceux du reste de la Basse-Engadine.

EWhat is the influence of ungulates on the habitat of the National Park? A study of available nutrition and forest regeneration.

Vegetation studies show that within the Park at present only a small part of the subalpine meadows are intensively grazed by ungulates; in the alpine zones there are practically no long-term short-cropped meadows. None of the areas observed over long periods show any reduction in the number of plants species during the last 50 to 80 years - on the contrary, in most cases there has been an increase. In a part of the Park heavily frequented by game animals damage caused by erosion was no greater in 1989 than in 1938, and the only area laid bare of vegetation by herds has grown over again. Young growth in forest areas under long-term observation is excellent. It appears that the present size of the ungulate population promotes rather than hinders the regeneration and spread of the forest. These findings support projected results: the alpine and subalpine meadows within the Park alone theoretically provide enough vegetation to feed a deer population of between 11'000 and 25'000 during the summer months. Of course the food supply available in summer is only one of the factors influencing the size of the deer population. The fact that deer in the Park leave the area overnight and that they are smaller and lighter in weight than those found in the rest of the Lower Engadine cannot be attributed to a lack of available food in the summer grazing areas in the Park.