© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

WOLFGANG WAITZBAUER

DIE NATURSCHUTZGEBIETE DER HUNDSHEIMER BERGE IN NIEDERÖSTERREICH

ENTWICKLUNG, GEFÄHRDUNG, SCHUTZ

ABHANDLUNGEN DER ZOOLOGISCH – BOTANISCHEN
GESELLSCHAFT IN ÖSTERREICH
BAND 24

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

WOLFGANG WAITZBAUER

DIE NATURSCHUTZGEBIETE DER HUNDSHEIMER BERGE IN NIEDERÖSTERREICH

ENTWICKLUNG, GEFÄHRDUNG, SCHUTZ

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ABHANDLUNGEN
DER
ZOOLOGISCH - BOTANISCHEN GESELLSCHAFT IN
ÖSTERREICH
BAND 24

WOLFGANG WAITZBAUER

DIE NATURSCHUTZGEBIETE DER HUNDSHEIMER BERGE IN NIEDERÖSTERREICH

ENTWICKLUNG, GEFÄHRDUNG, SCHUTZ

Wien 1990

Im Selbstverlag der Zoologisch - Botanischen Gesellschaft
in Österreich

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gedruckt mit Unterstützung
der
Niederösterreichischen Landesregierung

Eigentümer, Herausgeber und Verleger:
Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich, Althanstraße 14, A-1091 Wien. Druck: Anton Riegelnik, Piaristengasse 19, A-1080 Wien.
Anschrift des Verfassers:
Univ. Doz. Dr. Wolfgang Waitzbauer, Institut für Zoologie, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien.

Titelbild:
Weibchen der Großen Schwebfliege, *Syrphus ribesii* (L.), auf der Blüte des Schwertblättrigen Alant, *Inula ensifolia*. (Foto: K. Sänger, Wien)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

GLIEDERUNG

1. Einleitung 1

2. Das Hundsheimer Bergland

2.1. Lage – und Standortsbedingungen 3

2.1.1. Vegetation 4

2.2. Historische Entwicklung der Trockenrasen – Weideflächen im Raum der Hundsheimer Berge 5

I. DAS WORLD WILDLIFE FUND – SCHUTZRESERVAT AUF DEM HUNDSHEIMER BERG:

3. Grundlagen des Biotopschutz – Projektes 17

4. Sukzessionsabfolge im Naturschutzgebiet:

4.1. Entwicklung der letzten 100 Jahre 19

4.2. Stand von 1982 vor Beginn praktischer Schutzmaßnahmen 23

5. Erfassung der wissenschaftlichen Grundlagen 27

6. Biotopmanagement und Auswirkungen der Pflegemaßnahmen:

6.1. Grundsätzliche Überlegungen 33

6.2. Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen:

6.2.1. Primäre Trockenrasen 34

6.2.2. Sekundäre Trockenrasen 35

6.3. Möglichkeiten für Pflegeprogramme von Magerrasen – Gesellschaften 37

6.3.1. Flämmen 37

6.3.2. Mahd, Auslichtungsschnitt 38

6.3.3. Beweidung 39

7. Praktische Durchführung eines Pflegeprogrammes für Trockenrasen:

7.1. Entwicklung der Pflegemaßnahmen 47

7.2. Auswirkungen der Pflegemaßnahmen:

7.2.1. Beweidung 49

7.2.2. Auslichtungsschnitt 50

7.2.3. Tourismus – Einrichtungen 53

II. DAS NATURSCHUTZGEBIET AUF DEM SPITZERBERG:

8. Grundlagen des Biotopschutz – Projektes 55

9. Sukzessionsabfolge im Naturschutzgebiet:

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

9.1. Verlauf der letzten 200 Jahre 57
10. Wissenschaftliche Inventaraufnahme im Naturschutzgebiet:
10.1. Pflanzensoziologische Gliederung und Sukzessionsstadien 60
10.1.1 Waldsaumgesellschaften 60
10.1.2. Felsfluren 62
10.1.3. sekundärer Trockenrasen 64
10.1.4. Weidekuschelgelände, Vorwaldstadien 66
10.2. Auswirkungen der Sukzession auf das Mikroklima im Trockenrasen 70
10.3. Auswirkungen der Sukzession auf die Fauna 73
11. Möglichkeiten der Lebensraumerhaltung und – sanierung:
11.1. Allgemeine Überlegungen 76
11.2. Felssteppen 77
11.3. artenreiche Trockenrasen 77
11.4. thermophile Waldsaumgesellschaften 78
11.5. Trockenbusch, Vorwald 78
11.6. Das Problem der Wildkaninchen – Populationen 78
12. Literatur 80

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1. EINLEITUNG

Naturschutzgebiete unterliegen in immer größerem Maß unserer ethisch – moralischen Verpflichtung zur Wahrung der Lebensgrundlage dieser ursprünglichen oder noch sehr naturnahen Landschaften und ihrer spezifischen, vielfältigen Lebensgemeinschaften. Gerade in einer Zeit zunehmender Technisierung und Produktionssteigerung weiter Kulturlandschaftsbereiche stellen diese Ökosysteme aufgrund ihres ursprünglichen Korrelationsgefüges mit ihrer weitgehenden Befähigung zu langdauernder Selbstregulierung und Stabilität wichtige Modelle für das Grundverständnis von Aufbau und Funktionsweise ökologischer Systeme dar.

Besonders großes Interesse an diesen "Freilandlaboratorien" mit ihrer vielfältigen Infrastrukturierung abiotischer und biotischer Faktorengruppen der Lebensräume und Zönosen besteht seitens der naturwissenschaftlichen Forschung. Auf der Basis analytischer Bestandes- und Beziehungsforschung ermöglicht sie überhaupt erst die vordringliche Erfassung der Grundfunktion naturnaher Systeme: 1.) Artenspektren- und Biotopinventarisierung 2.) Mechanismen der Selbstregulierung 3.) interdisziplinäre Erarbeitung von Funktionsmodellen zur Beurteilung der Belastung, Belastbarkeit und Gefährdung anthropogen gerstörter Ökosysteme, sowie Darstellung von Gütekriterien landschaftsökologischer Parameter in Kulturlandschaften (BM. WISS. u. FORSCHG., 1976).

Solcherart steigt der Wert der landschaftsanalytischen und – diagnostischen Grundlagenforschung weit über den rein wissenschaftlichen Selbstzweck hinaus und findet Anschluß an der großräumig geplanten Landschaftspflege, deren oberstes Ziel die Sicherung und Entwicklung einer optimalen ökologischen und strukturell – visuellen Vielfalt der Lebensräume mit ihren integrierten Schutzgebieten darstellt (KNAUER, 1981). Jede Landschaft mit ihren natürlichen "Ökozellen", also eine vielfältige Landschaft, bildet somit auch die Grundlage für eine gesunde und leistungsfähige Kulturlandschaft. Nicht zuletzt zeigen aber die in erschreckendem Umfang zunehmenden Zahlen der in den "Roten Listen" inventarisierten bedrohen Pflanzen und Tiere die Notwendigkeit für Schaffung und Erhaltung von ungestörten Refugien in Form von Naturschutzgebieten deutlich an (WOLKINGER et al., 1981).

Naturschutzgebiete verlangen aber nicht nur nach konservierenden Maßnahmen zur Erhaltung eines Ist – Zustandes, sondern mehr denn je nach aktiver Landschaftpflege als gestaltendem Naturschutz. Nur so können diese Lebensräume von zugleich hohem biologischem wie auch ästhetischem Wert erhalten bleiben. Die vielschichtigen Änderungen der Wirtschaftsformen und Sozialstrukturen, sowie die großräumige technische Vermarktung unserer Umwelt innerhalb der letzten Jahrzehnte ziehen zugleich auch bedrohliche Veränderungen in naturnahen Lebensräumen nach sich und drängen diese in Degeneration. Ohne zukünftig rasche, unbürokratische Präventivmaßnahmen werden viele Naturschutzgebiete – ehemals generationenlang unter Beibehaltung ihres Charakters einer extensiven Nutzung unterzogen – in absehbarer

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Zeit bestenfalls nur noch funktionslose biogenetische Reservate mit reinem Modellcharakter sein.

Erstmalige Untersuchungen der österreichischen Trockenrasen – Vegetation zeigen sehr deutlich, daß zahlreiche Charakterarten in ihrer Existenz gefährdet bis stark gefährdet sind (etwa 30 % der gesamten Artenzahl), (HOLZNER et al., 1986). Ähnliche Ergebnisse liefern auch die vorerst noch sehr spärlichen Erhebungen der Trocken – rasen – Fauna – hier sind es vor allem die in ihrer Entwicklung unmittelbar von der Futterpflanze abhängigen phytophagen Insektenarten, insbesondere diverse Coleop – teren und Lepidopteren (GEPP, 1986). Der Schutz heimischer Trocken – Lebensräume erfordert daher dringlich in den meisten Fällen geeignete Vorkehrungen, welche der fortschreitenden Sukzession rasch entgegenwirken und so den Fortbestand der häufig tiergeographisch bemerkenswerten, stenöken Arten gewährleisten können.

Der vorliegende Abschnitt einer mehrteilig geplanten Studienreihe über die wissen – schaftlichen Ergebnisse einer langjährigen Ökosystemanalyse im Gebiet der Hunds – heimer Berge im östlichen Niederösterreich befaßt sich am Beispiel der Natur – schutzgebiete des "Hundsheimer Berges" und des "Spitzerberges" vorzugsweise mit der Darstellung der historischen Entwicklung der lokalen Trockenstandorte, ihrer voraus – sichtlich zukünftigen Entwicklung und den Möglichkeiten von Schutzmaßnahmen zur Erhaltung und Revitalisierung. Sie sind vor allem am stark in Verbuschung befind – lichen Spitzerberg bereits in ein schwieriges Stadium getreten.

Dieser Arbeit kommt insoferne Pioniercharakter zu, als bisher kaum nennenswerte Management – Projekte in vergleichbaren europäischen Naturschutzgebieten durchge – führt wurden und somit auch keinerlei Erfahrung über "Fehlpflege" oder Erfolg besteht. Die wissenschaftlichen Aussagen ermöglichen bereits eine unmittelbare Übertragung bereits gewonnener Erfahrungen auch zur ökologischen Betreuung anderer Trockenrasenflächen.

Beide Naturschutzgebiete – insbesonders der Hundsheimer Berg – werden seit dem Jahr 1978 einer gründlichen wissenschaftlichen Untersuchung der verschiedenen Trockenrasen – Ökosyteme unterzogen, welche vor allem auf die Analyse der Nahrungsketten ausgerichtet ist. Darüber hinaus wird eine möglichst umfangreiche faunistische Erfassung der Evertebratenfauna angestrebt.

Gleichrangig werden in beiden Schutzgebieten seit einigen Jahren Maßnahmen gegen die weitere Ausdehnung des großflächigen Weidekuschelgeländes mit dichter Ver – buschung durch Hilfe gezielter Beweidung und Gehölzauslichtung durchgeführt; auch hier ist der Hundsheimer Berg Musterbeispiel für den Aufbau eines effektiven und zugleich möglichst landschaftsschonenden Biotopmanagementes mit angestrebter Langzeitwirkung.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2. DAS HUNDSHEIMER BERGLAND

2.1 LAGE- UND STANDORTSBEDINGUNGEN

Dieses am weitesten östlich gelegene Bergland Österreichs nimmt in vielfacher Hinsicht eine Sonderstellung ein. Bereits die geographische Randlage zum betont kontinentalen, niederschlagsarmen und sommertrockenen Klimagebiet des pannonischen Raumes charakterisiert die Standortsbedingungen: Die durchschnittliche Niederschlagssumme liegt bei 600 mm und darunter. So betragen die Niederschlagswerte von Hainburg 657 mm, von Bad Deutsch-Altenburg 607 mm (beide Angaben sind Mittelwerte für den Zeitraum 1976-81, unveröff. Erhebungsbögen Zentralanstalt f. Meteorologie Wien). Damit korrespondieren hohe Temperaturwerte im Sommer (Julimittel 20°) und niedrige im Winter (Jännermittel -2°). Die Werte des Jahresmittels schwanken um die 9°C (BOBEK, 1960-80) und unterliegen nur geringen Änderungen, selbst über Jahrzehnte hinweg: 10.2° (BECK, 1890), 9.4° (NEVOLE, 1934), 9.2° (Jahresmittel für Prellenkirchen zwischen 1976-81*). Ständiger Wind fördert durch starke Evaporationswirkung den kontinentalen Klimagang und wirkt vor allem an Steilhängen durch seine mechanische Kraft.

Geologisch bildet das Hügelland einen Rest der ehemaligen Verbindung zwischen der kristallinen Zentralzone der Alpen und dem Kern des karpatischen Hochtatrikums jenseits der Donau. Es stellt den westlichsten Tatridenausläufer dar, der Österreich gerade noch erreicht. Der vorwiegend aus Granodiorit bestehende Grundkern baut hauptsächlich den Ostteil des Höhenzuges auf (Königswarte, Hindlerberg, Braunsberg, Hainburger Schloßberg), wo er kleinflächig auch zutage tritt, doch wird der größte Bereich sedimentär von einer 300 - 400 m mächtigen, mesozoischen Hüllserie aus Kalkschichten der Mitteltrias (Ballensteiner Kalk), tortonischen Leithakalken und Dolomiten überlagert (WESSELY, 1961; TOLLMANN, 1977). Rendzinaböden von meist geringer Horizontmächtigkeit und deren Verwitterungsprodukte, Parabraunerden, bedecken großflächig die Hügelkuppen und steileren Hänge. In Mulden und Tallagen tritt dagegen Löß als äolisches Sediment auf und bedeckt als Lößbraunerde gemeinsam mit sarmatischen Sanden, diluvialen Schottern und Alluvionen auch weite Bereiche der Nord- und Osthänge, womit einerseits die Grundlage für ausgedehnte Weingartenkulturen und Feldwirtschaft, andererseits für bodenfrische Wälder gegeben ist. Die südlich und westlich exponierten Steilhänge weisen - abgesehen von lokalen Lößauflagen - charakteristische Karsterscheinungen auf und stellen Deflationsgebiete mit seichter, skelettreicher Protorendzina unmittelbar über den anstehenden Kalken dar. Die kennzeichnenden Vegetationsgesellschaften dieser extremen Felsstandorte sind xerothermophile Felsheiden und Trockenrasen.

Das der collinen Höhenstufe zugehörige Hundsheimer Hügelland weist sowohl langgestreckte Höhenrücken (Spitzerberg, 302 m), wie auch schroffe Kegel auf (Braunsberg, 346 m, Hainburger Schloßberg, 291 m), welche z.T. isoliert aus der Ebene ragen. Den flächenmäßig größten Anteil und die mit 480 m zugleich höchste

---

*)Die Veröffentlichung mehrjähriger Lokal- und Mikroklima-Messungen sind Inhalt einer gesonderten Publikation (WAITZBAUER in litt.)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Erhebung stellt der Hundsheimer Kogel mit seinen westlichen bzw. südwestlichen Steilabfällen, dem Pfaffenberg (331 m) und dem Hexenberg (410 m), dar. Östlich schließen sich die z.T. dicht bewaldeten Hügel des Hindlerberges (258 m) und der Königswarte (342 m) an (siehe auch Abb. 8).

2.1.1. VEGETATION:

Durch ihre geographische Lage im westlichen Randbereich der pannonischen Beckenlandschaft (Österreichisches Pannonicum), gefördert durch den ausgeprägten kontinentalen Klimagang und den vorwiegenden Aufbau aus Kalkgestein mit typischen, flachgründigen Böden, weisen die Hundsheimer Berge in phytogeographischer Sicht starke Anteile einer reichhaltigen östlich-kontinentalen Flora auf. Submediterran-illyrische Arten stehen aufgrund des trockenheits- und wärmegeprägten Klimas deutlich in der Minderheit, und dealpine Florenelemente fehlen weitgehend. An den mehrheitlich nach S oder W exponierten Felsstandorten konnten sich daher als edaphisch bedingte, sehr artenreiche Gesellschaften primäre Fels-trockenrasen mit deutlich xerothermophiler Prägung entwickeln (Bleichschwingel-Felsflur, Blaugras-Erdseggen-Flur und Dichte Blaugrashalde), für die NIKLFELD (1964) den soziologischen Begriff der "xerothermen Kalkhügel-Vegetation" geprägt hat. Nur an extremen, ursprünglich meist recht kleinräumigen Sonderstandorten, den Substratsteppen, kann diese in Mitteleuropa lokale Dauergesellschaften bilden. An Hängen mit geringerer Neigung und tieferem Boden breiten sich wärmebedürftige Flaumeichen-Buschwald-Komplexe (Ceraso mahaleb-Quercetum) aus, denen Waldsteppensäume (Dictamno geranietum sanguinei) vorgelagert sind (WENDELBERGER, 1959). Besonders auf dem Hundsheimer Berg und dem Spitzerberg sind diese Saumgesellschaften üppig ausgebildet.

Die Sonderstellung der extrazonalen pannonischen Trockenrasen im Hundsheimer Bergland, sowie die große Zahl floristischer Raritäten, unter denen der südwestkarpatische Felsendemit *Dianthus lumnitzeri* (Hainburger Federnelke) wohl die auffälligste ist, verlangt geradezu nach einer vegetationskundlichen Bearbeitung. Bereits NEILREICH (1858), BECK (1890), und HALACSY (1896) befaßten sich mit der Flora, doch erst NEVOLE (1934) setzte den Beginn einer gegliederten pflanzensoziologischen Darstellung. Die umfassensten Untersuchungen wurden bisher von KNAPP (1944c) und NIKLFELD (1964) durchgeführt, doch kommt diesen Arbeiten z.T. nur mehr historische Bedeutung zu, da die nunmehr seit über 25 Jahren eingestellte Beweidung weiter Flächenanteile (s.u.) den natürlichen Sukzessionsablauf stark bestimmt. Eine neueste pflanzensoziologische Analyse durch POKORNY & STRUDL (1986) dokumentiert die resultierenden Verschiebungen im Artenspektrum deutlich. Abschließend sei darauf verwiesen, daß WENDELBERGER (1954, 1959) anhand der Vegetationsverhältnisse des Hundsheimer Berges seine Modellvorstellung von der pannonischen Waldsteppe entwickelt hat.

Ganz allgemein wird die pflanzensoziologische Struktur der Trockenrasengesellschaften von der Exposition und der Bodenauflage bestimmt, weshalb die xerothermen Felsfluren im Gebiet oft kleinstflächig und auf edaphisch extreme Standorte beschränkt

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

sind. Die Jahrhunderte währende Nutzung als Hutweide hat andererseits durch Förderung der Erosion das ursprüngliche Verbreitungsmuster stark verändert und insgesamt die Expansion verschiedener Felssteppen – Arten begünstigt. Standorte, die von jeher tiefgründigere Bodenauflagen mit höherem Wasserspeichervermögen aufweisen und potentiell waldfähig sind – und ehemals wohl auch Eschen – Mischwald trugen – sind bereits seit langem von Rasen – und Wiesensteppen bedeckt, welche in der langen Geschichte der Weidenutzung des gesamten Gebietes die hauptsächlich genutzten Hutweideflächen darstellen. Diese, so anthropogen entstandenen und geförderten sekundären Trockenrasen (vorwiegend Walliser – schwingel – Trockenrasen und Furchenschwingel – Trockenrasen) tragen, wenigstens seit dem Rückgang der einst ausgedehnten Beweidung um die Jahrhundertwende, weit – flächiges Weidekuschelgelände, welches von zahlreichen Weideunkräutern und Dorn – sträuchern dominiert wird. Seit der vollends eingestellten Weidenutzung bedrohen die besonders konkurrenzstarken Arten, allen voran der Weißdorn, in Form undurch – dringlicher Dickichte die artenreichen Trockenrasengesellschaften. Ohne geeignete Gegenmaßnahmen entstünden so in wenigen Jahrzehnten umfassende, artenarme Vorwaldstadien, wodurch der faunistische, floristische und letztlich ökologische Wert der Naturschutzgebiete stark gemindert würde.

2.2. HISTORISCHE ENTWICKLUNG DER TROCKENRASEN – WEIDEFLÄCHEN IM RAUM DER HUNDSHEIMER BERGE

Extensiv genutzte Viehweiden entstanden im uralten Siedlungsgebiet des östlichen Österreich wohl schon vor 2000 Jahren während der römischen Kolonialherrschaft, spätestens aber zur Zeit der umfangreichen Landschaftskultivierung durch fränkische Bauern vor der Jahrtausendwende – anfänglich als Waldweide, später durch Brandrodung stark vergrößert. Auf solchen künstlich geschaffenen Blößen dehnten sich die pannonischen Steppengesellschaften rasch aus und führten zur Entstehung der lokal sehr großflächigen, bereits erwähnten "sekundären Trockenrasen". Allgemein verdanken die meisten dieser Magerrasen in Mitteleuropa ihre Existenz der Beweidung und in eingeschränktem Maß auch der Mahd (KREEB, 1983); zusätzliche Förderung erfuhr deren Verbreitung durch die in Hanglagen weidebedingte Boden – erosion (FISCHER, 1976; ELLENBERG, 1978).

Die langzeitige Grenzlage des Hundsheimer Berglandes zur Ungarischen Monarchie ermöglicht durch ein reiches kartographisches Material eine weitgehend lückenlose Dokumentation über die historisch – räumliche Abfolge von forstlich, agrarwirtschaft – lich und durch Beweidung genützten Flächen während der letzten 200 Jahre. Als Unterlagen dienten sowohl alte Landesvermessungen und Gemeinde – Katastralpläne als auch Landkarten und Luftbildaufnahmen jüngeren Datums (Abb. 1 – 6). Eine wertvolle Hilfe zur Abgrenzung ehemaliger Weidegebiete ermöglichten neben den lokalen Flurnamen außerdem Befragungen älterer Dorfbewohner über Form und Ausmaß der Beweidung in den letzten 70 Jahren. Von besonderem Interesse erscheinen in diesem Zusammenhang die Ortschaften Hundsheim (abgekürzt HH.)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

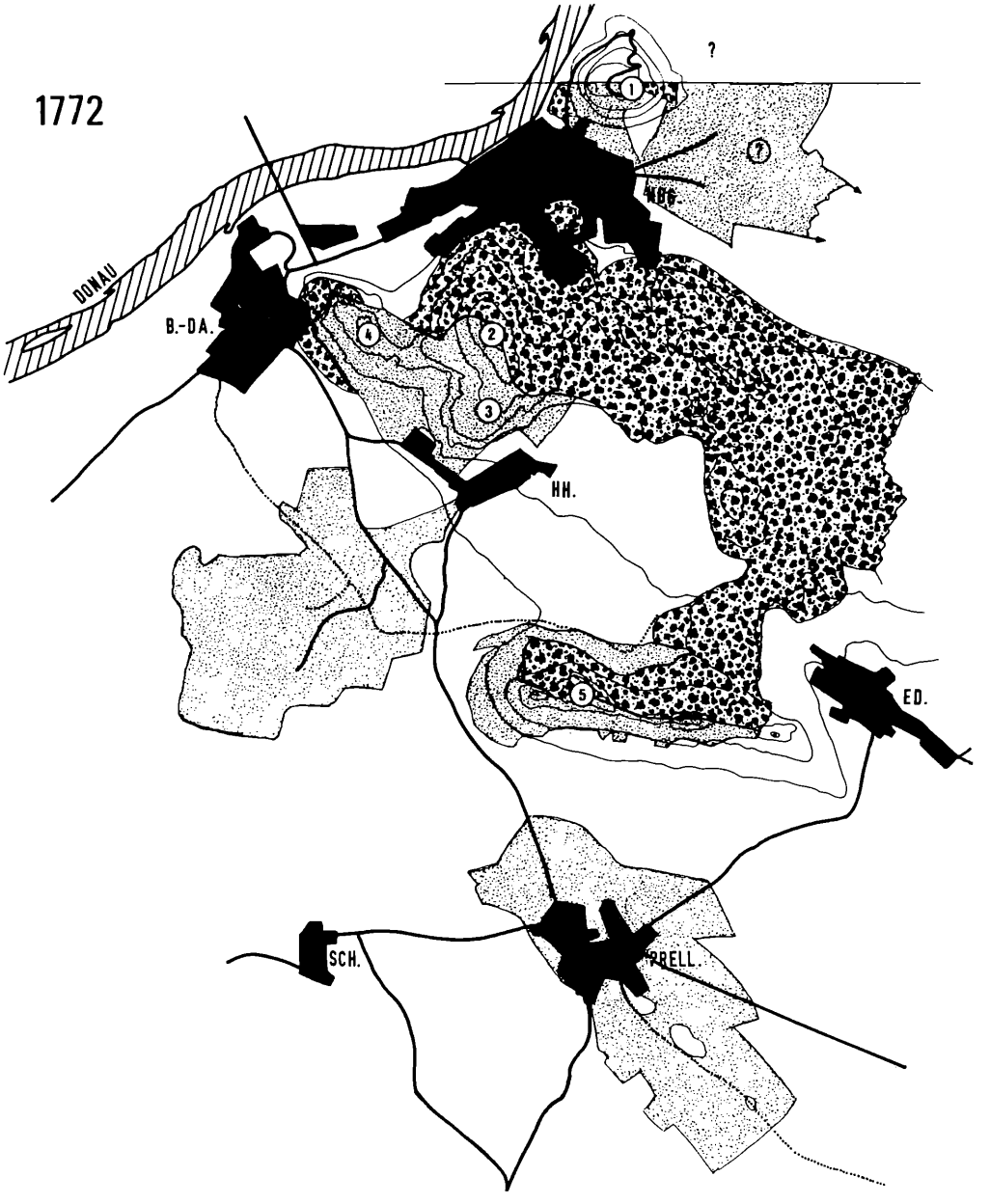


Abb. 1: Die Weideflächen im Hundsheimer Bergland 1772 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Flächen: Waldgebiet); umgezeichnet nach der Josephinischen Landesaufmahme 1764 – 87. Maßstab 1 14.700

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

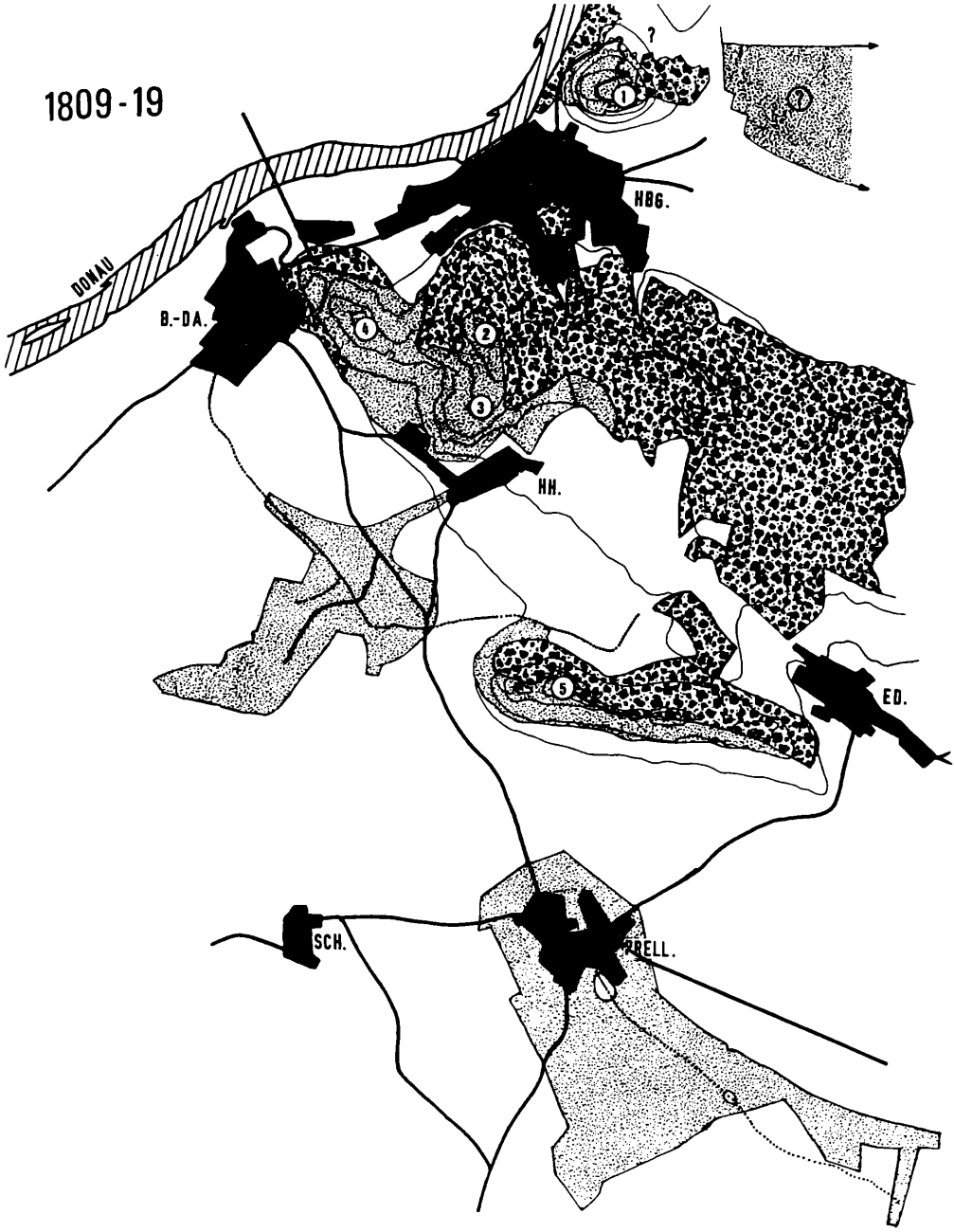


Abb. 2: Die Weideflächen im Hundsheimer Bergland zwischen 1809 – 19 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Fläche: Waldgebiete); umgezeichnet nach der 1. und 2. Franziszeischen Landesaufnahme 1807 – 1869 sowie nach den NÖ. Katastralkarten von 1819 Nr. 159 (Hundsheim) und Nr. 280 (Prellenkirchen) 1 14.700

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

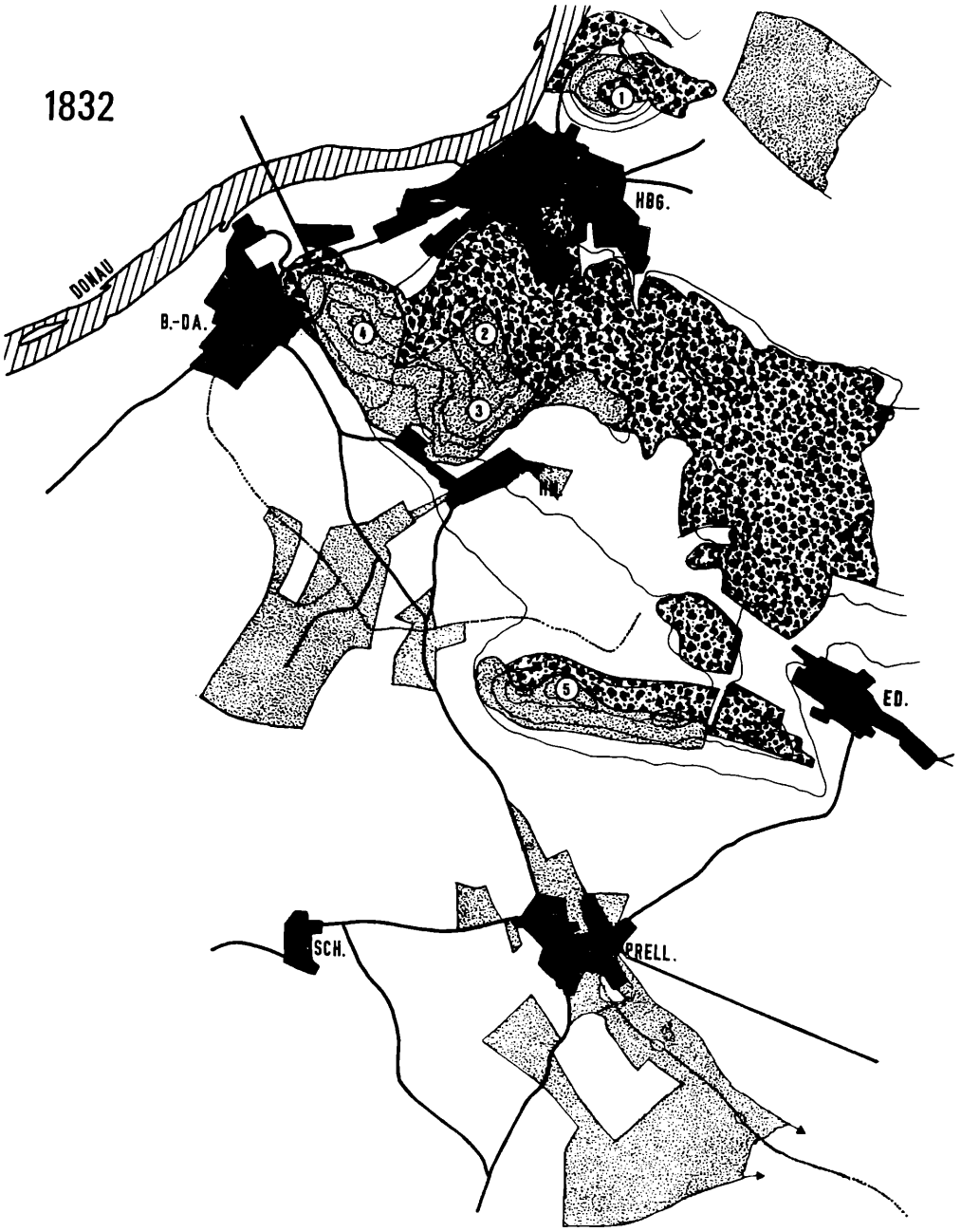


Abb. 3: Die Weideflächen im Hundsheimer Bergland um 1832 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Flächen: Waldgebiete); umgezeichnet nach den Perspektivkarten von SCHWEIKHARDT (1830 – 32). keine Maßstabangabe

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 4: Die Weideflächen im Hundsheimer Bergland um 1880 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Flächen: Waldgebiete); umgezeichnet nach der Administrativkarte von Niederösterreich. Ver. Landeskunde v. Niederösterreich. 1 14.700 sowie der Militärkarte des 11. Inft. Rgt. von 1873, 1 14.700

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

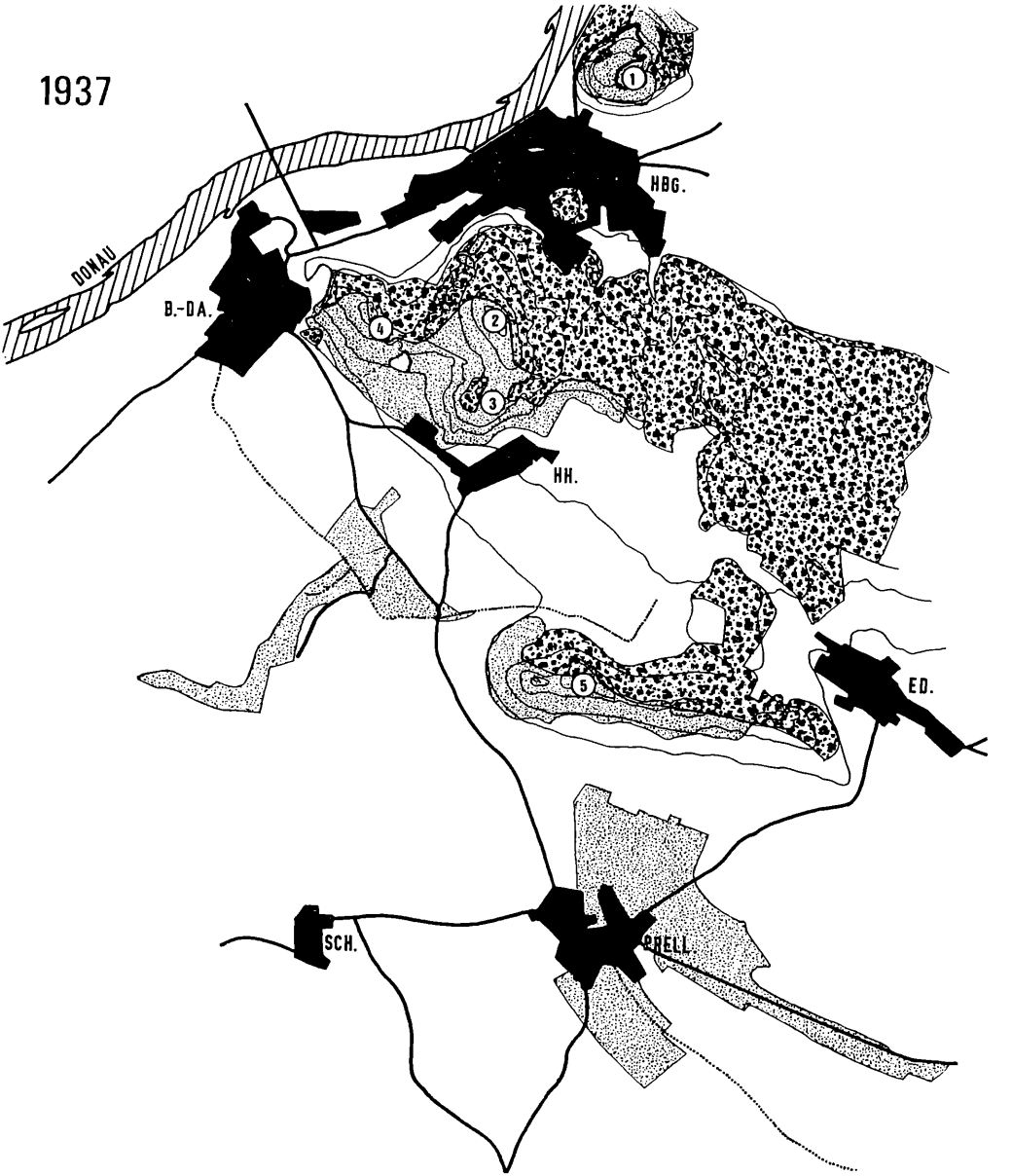


Abb. 5: Die Weideflächen im Hundsheimer Bergland um 1937 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Flächen: Waldgebiete); Übertragung der Landkarte des Kartographischen Institutes 1937 1 38.250

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

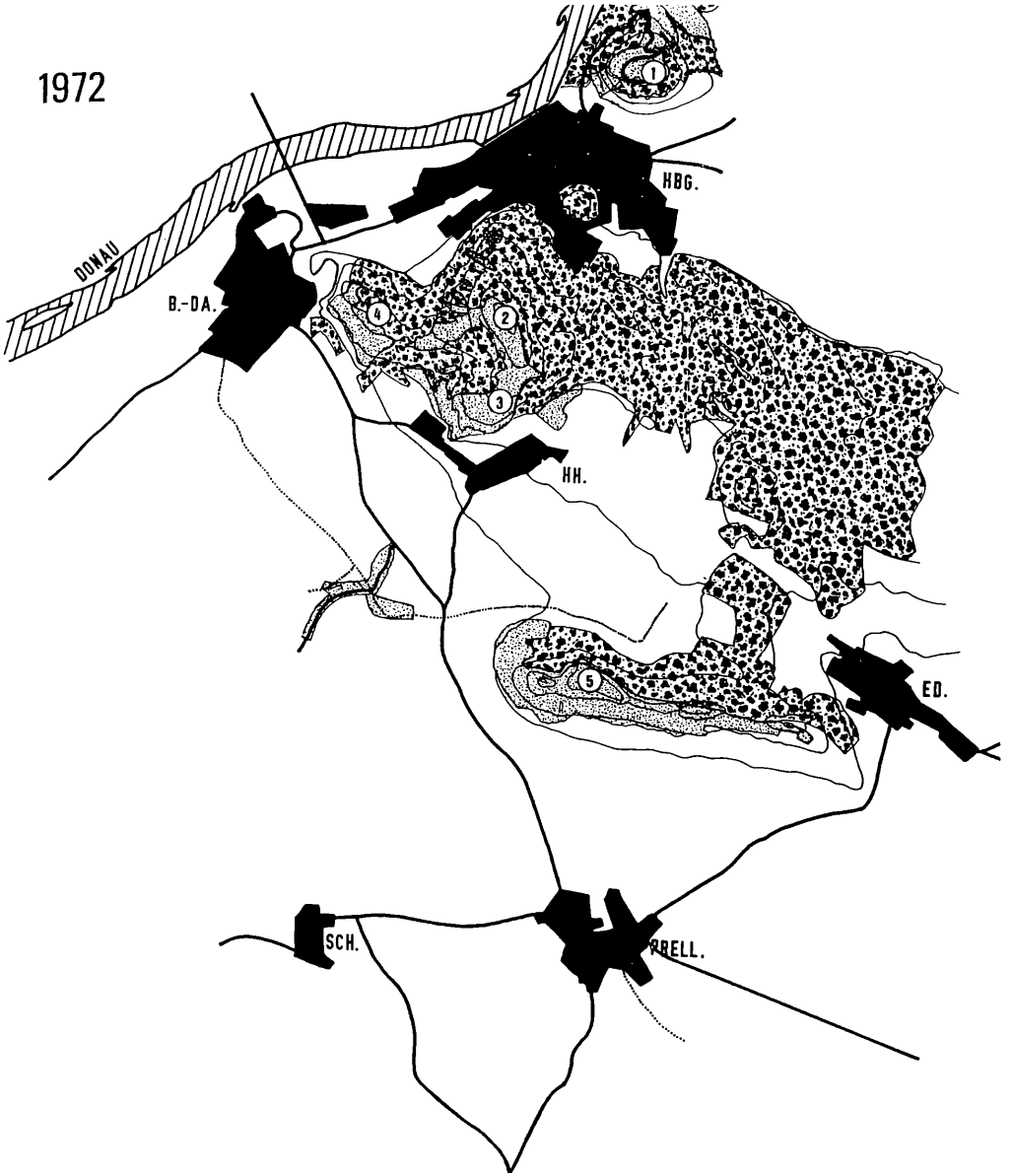
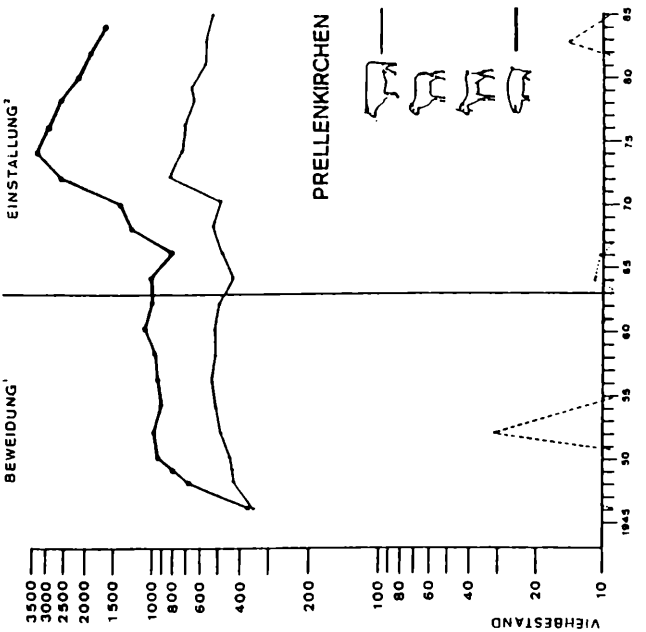


Abb. 6: Die Reste ehemaliger Hutweidegebiete im Hundsheimer Bergland um 1972 (punktierte Flächen: Hutweiden, gefleckte Flächen: Waldgebiete); Übertragung der Öst. Karte 1 50.000 (Landesaufnahme Bundesamt f. Eich- u. Vermessungswesen Wien)
Anmerkung zu Abb. 1 – 6: Nr. 1: Braunsberg, Nr. 2: Hundsheimer Berg, Nr. 3: Hexenberg, Nr. 4: Pfaffenberg, Nr. 5: Spitzerberg. Die Dokumentation der historischen Wald- und Weidegebiete wurde der Vergleichbarkeit halber in das gegenwärtig gültige kartographische Landschaftsbild eingetragen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at



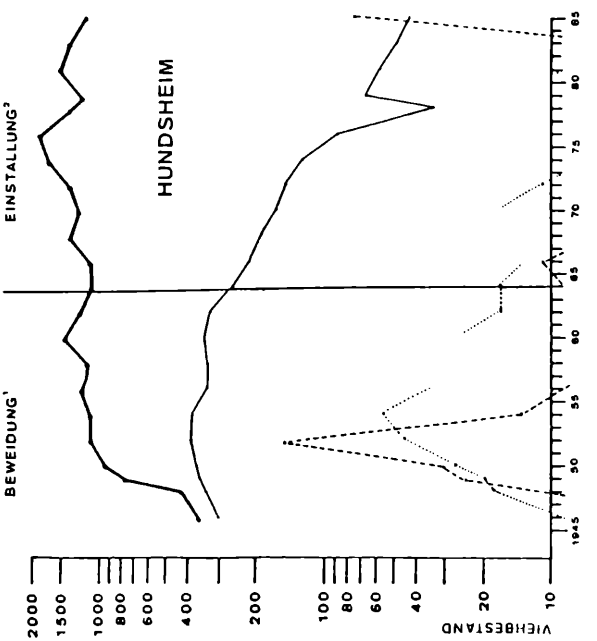


Abb. 7: Entwicklung des Nutzviehbestandes im Hundsheimer Bergland seit dem Krieg; in beiden Ortschaften starke Weidenutzung durch Komunalherden bis ca. 1964, danach Ende der Weideviehhaltung (1) durch Abverkauf und Mastviehhaltung (2) bei gleichzeitiger, stark ansteigender Schweinezucht. Zahlenangaben: Österr. Statistisches Zentralamt Wien

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und Prellenkirchen (PRELL.), da sich die Hutungsrechte beider Gemeinden sowohl auf Kalktrockenrasen im Bereich der Naturschutzgebiete Hundsheimer Berg und Spitzerberg (Nummern 2 – 4 bzw. 5 in den Abb.) als auch auf ehemals ausgedehnte Fettwiesen mit guter Wasserversorgung in unmittelbarer Ortsnähe erstreckten. Die beiden Kleinstädte Bad Deutsch-Altenburg (B.-DA.) und Hainburg (HBG.) mit früherem dörflichem Charakter, können wegen ihrer anderen Wirtschaftsstruktur dagegen nur bedingt herangezogen werden.

Nach der ältesten, historisch belegbaren Kartierung, der Ersten Josephinischen Landesaufnahme von 1772 (Abb. 1)), betrug die Gesamtgröße der eindeutig abgrenzbaren Hutweideflächen im Raum Hundsheim-Prellenkirchen etwa 12.5 km². Davon entfielen 70 % auf Weidegebiete mit ausreichender Tränkmöglichkeit entlang von Bächen und 30 % auf die wasserlosen Hutweideflächen des Hundsheimer-, Spitzer- und Pfaffenberges (Tab. 1). Trotz deutlicher Veränderungen der Weidegrenzen in Tallagen bleiben die durch Weidewirtschaft genützten Flächen zwischen 1800 und der Jahrhundertwende großflächig erhalten (Abb. 2 – 4); um 1880 betrug die Gesamtfläche aller bereits genannten Hutweidegebiete um Hundsheim und Prellenkirchen noch ca. 8.5 km². Erst der allgemeine Übergang von der ursprünglichen, bodenständigen Schafhaltung zur Rinderhaltung – letztlich durch sinkende Erlösanteile für Wolle durch Billigstimporte aus Übersee ausgelöst (MÜLHAN, 1932) – und die Einführung der zunehmenden Stallmästung ab 1890 führte zugunsten einer nunmehr umfassenden Erweiterung der Agrarwirtschaft zu einer ständigen Verkleinerung der besten Weidegebiete (Abb. 5). Die Einleitung und Durchführung dieser landschafts- und wirtschaftsverändernden Abläufe wurde wesentlich durch die ab 1889 einsetzende Kommassierungstätigkeit der NÖ. Agrarbehörde gefördert (KIRLINGER, 1986). Im Jahr 1937 betrug der Anteil qualitativ hochwertiger Weideflächen am gesamten lokalen Weidegebiet zwar noch 65 %, doch erfolgte nach jahrhundertelanger Nutzung als Weideland deren gänzliche Überführung in Agrarkulturen innerhalb der nächsten 30 Jahre. Die Landkarte von 1972 verzeichnet im Bereich der einstigen, großflächigen Hundsheimer Gemeindeweide, dem sg. "Hundsheimer Hotter", einen 1937 noch als "Schönabrunner Haide" benannten armseligen Weiderest von 0.1 km² Ausdehnung, welcher noch kürzlich z.T. als Mülldeponie genützt wurde (Abb. 6).

Die Hutweiden in Hanglage blieben von dieser Entwicklung weitgehend verschont. Als "Ödland" mit meist geringer Bodentiefe, schlechter Wasserführung und großem Anteil an Muttergestein für agrarwirtschaftliche Zwecke weitgehend unverwertbar, wurden sie auch noch im 20. Jahrhundert als eigentliche Weidegebiete ständig genützt und blieben so in ihren Flächenanteilen 200 Jahre lang unverändert bestehen. Lediglich auf dem SW-exponierten Hang des Spitzerberges bestanden noch bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts aufgrund der leichteren Zugänglichkeit größere Weingartenkulturen bis in den obersten Kuppenbereich.

Erst der allmähliche Rückgang der Beweidungsintensität nach 1930 und letztlich die völlige Einstellung dieser traditionellen Wirtschaftsform um 1964 bewirkten nachhaltige Veränderungen der artenreichen Rasengesellschaften und in der Folge deren

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

teilweise Zerstörung durch eine zunehmend stärkere Dominanz gehölzreicher Gesell-schaften. Mehrere Ursachen kommen für den Abbruch der Weidehaltung in Betracht:

1. die umfassende Erweiterung der Agrarwirtschatft
2. die weitgehende Umstellung von Landwirtschaftsbetrieben als Nebenerwerbszweig
3. Mastviehhaltung in reiner Stallhaltung
4. weitgehende Umstellung von Rinder- auf Schweinehaltung
5. Beginn der Kommassierungstätigkeit ab 1889

Gerade die beiden zuletzt angeführten Aspekte werden durch die in den vier unter-suchten Ortschaften Hundsheim, Prellenkirchen, Bad Deutsch-Altenburg und Hain-burg erhobenen Daten der langzeitlichen Veränderungen in der Nutzviehhaltungs-tendenz der letzten 40 Jahre verdeutlicht (Abb. 7). Interessant gestaltet sich dazu ein Vergleich des Viehbestandes neueren Datums mit den Verhältnissen 100 und 150 Jahre zuvor (Tab. 2). Die Verschiebungen von der beweidungsmäßig bedingten Landschaftserhaltung bis hin zur Aufgabe der alten Kulturlandschaft gehen daraus klar hervor. Bemerkenswert ist jedenfalls die umfangreiche Schafzucht in fast allen Ortschaften im frühen 19. Jhrt., woraus der Schluß zulässig erscheint, daß Schafe das traditionalle Weidevieh der Trockenrasen im Hundsheimer Bergland über Jahrhun-derte hindurch bildeten. Gleichzeitig verdeutlichen die Zahlen auch Änderungen der sozial-wirtschaftlichen Struktur durch den allgemeinen Kunjunktur-Aufschwund nach 1950, wodurch Schafe und besonders Ziegen – letztere mit dem Ruf des "armen Leut-Viehs" behaftet – in Zeiten steigenden wirtschaftlichen Wohlstandes rasch in Vergessenheit gerieten. Erst neuzeitliche Modeströmungen alternativer, "ökologischer" Lebensgestaltung trugen dazu bei, lokal die Haltung von Schafen und Ziegen erneut aufzunehmen. Mittlerweile ist ihr Wert als wichtige Landschaftspfleger im Rahmen von Naturschutzprojekten unumstritten, wodurch ihnen einerseits eine völlig neue Bedeutung zukommt, andererseits nehmen sie eigentlich nur wiederum jene Rolle ein, die sie eh und je hatten – langzeitige Erhalter alter, naturnaher Kultur-landschaften (LUX, 1979).

Reformversuche hinsichtlich der erneuten weidewirtschaftlichen Nutzung von Brach-land und die Entstehung alternativer Wirtschaftstypen fördern seit etwa 15 Jahren in der BRD die staatliche Subventionierung der Landschaftsbetreuung durch Wander-schafherden mit amtlich festgesetzten Tarifen pro Schaf und Hektar beweideter Grünlandfläche, wodurch aktiver Naturschutz im besten Sinn geleistet wird (DGL, 1969).

Ähnliche Tendenzen verstärken sich – wenn auch einstweilen noch zögernd – in Österreich durch eine gegenwärtig wiederum vermehrte Schafhaltung; so ist der Gesamt-Schafbestand seit 1977 stark angestiegen, wobei den westlichen Bundes-ländern erwartungsgemäß ein großer Anteil zukommt. Hier obliegt in ständig zunehmendem Maße den Schafen die wichtige Bodenverfestigung auf aufgelassenen Rinderalmen (FEHSE, 1976). Vergleichsweise beträgt der prozentuelle Anteil Niederösterreichs an der Schafhaltung (Schwerpunkt ist das Alpenvorland) gegenwärtig etwa 12 %, wodurch die gleiche Bestandeshöhe wie 1938 erreicht wurde (HARING, 1980).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Jahr	Hundsheimer-, Hexen-, Pfaffenberg[1] ha Fläche	% Veränderung gegenüber 1772	Hundsheimer "Hotta"[2] ha Fläche	% Veränderung gegenüber 1772	Spitzerberg[1] ha Fläche	% Veränderung gegenüber 1772	Prellenkirchner "Hotta"[2] ha Fläche	% Veränderung gegenüber 1772
1772	237		481		134	---	404	
1809-19	270	+ 14	270	- 44	103	- 23	392	- 3
1832	251	+ 6	254	- 47	81	- 40	≈ 368	- 9
1880	195	- 18	235	- 51	71	- 47	320	- 21
1937	155	- 35	98	- 80	90	- 33	383	- 30
1972	94	- 61	14 [3]	- 97	81	- 40	0	- 100

Tab. 1: Die zeitlichen Größenveränderungen der ehemaligen Hutweide-Gebiete im Raum Hundsheim-Prellenkirchen innerhalb der letzten 200 Jahre.
1) Flächenabnahme seit 1772 durch Verbuschung und Wiederbewaldung
2) Flächenabnahme seit 1772 durch Umwidmung in Agrargebiete
3) Mülldeponie bzw. Ruderalfläche

	1832	1882	1910	1985	1832	1882	1910	1985	1832	1882	1910	1985	1832	1882	1910	1985
Bad D.-Altenburg	152	-	-	0	900	-		0	0	-		0	0			130
Hainburg	222	-		49	30	-		3	24	-		5	60	-		247
Hundsheim	176	176	395	44	800	100	0	77	0	0	2	6	0	0	281	1186
Prellenkirchen	194			525	1010		-	8	0	-		1	0	-		1577

Tab. 2: Vergleich der Nutzviehzahlen von 4 Ortschaften im Hundsheimer Bergland über einen Zeitraum von 150 Jahren.
1832: Angaben nach SCHWEICKHARDT (1832)
1882, 1910: Angaben nach MOREND (1987)
1985: Angaben des Öst. Statist. Zantralamtes Wien
- keine Unterlagen erhältlich

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

I. DAS WORLD WILDLIFE FUND – SCHUTZRESERVAT AUF DEM HUNDSHEIMER BERG*

*) gefördertes Projekt des Amtes der NÖ. Landesregierung, Abt. II/3

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3. GRUNDLAGEN DES BIOTOPSCHUTZ – PROJEKTES

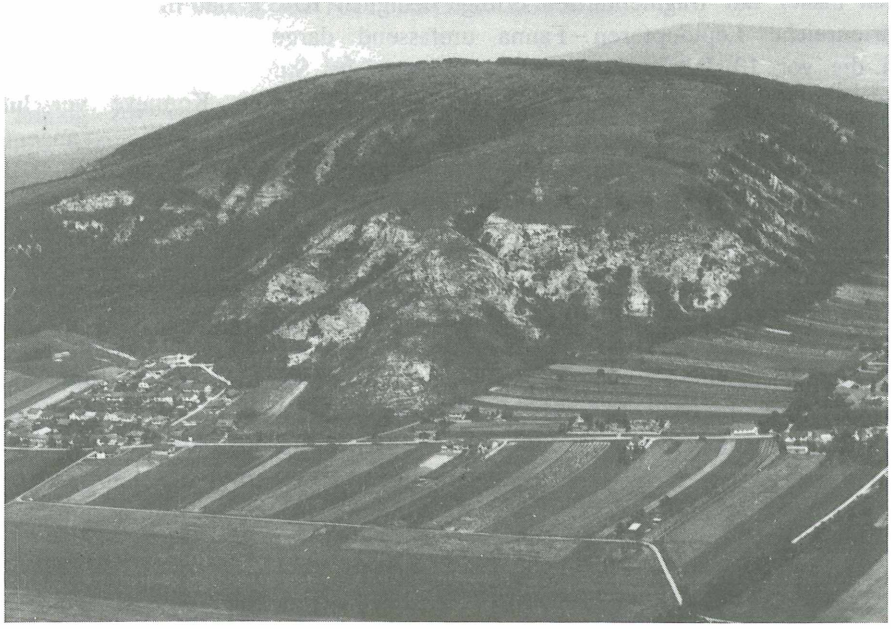


Abb. 8: Der Hundsheimer Berg, höchste Erhebung des Hundsheimer Berglandes in W – Ansicht. (im Hintergrund der Braunsberg E von Hainburg); entlang der Kuppe und über den rückwärtigen Teil des S – Hanges sowie in den Rinnen und Mulden des Zentralbereiches geschlossene Eschen – Hainbuchen – Mischwälder, in den parallelen Steilrinnen des S – Hanges Flaumeichen – Krüppelwälder mit Waldsteppen – saum; auf den flach geneigten Hängen weite, offene Flächen verschiedener sekun – därer Trockenrasen – Gesellschaften, welche im Kuppenbereich jedoch stark von Trockenbusch (Weidekuschelgelände) durchzogen sind; die schroffen Felsabstürze und Steilhänge des S – und W – Hanges mit geringer Bodenauflage tragen mosaikartig ausgebildete, kleinflächige Felsfluren (primäre Trockenrasen); den Bergfuß umsäumt dichtes Gehölz, insbes. hinter der links gelegenen neuen Hundsheimer Siedlung (ehemalige Hutweide – Flächen); in S – seitiger Lage reichen dichte Reihen von Weingärten bis an den Bergfuß heran.

Der Hundsheimer Berg (Abb. 8) stellt nicht nur die höchste Erhebung im gleich – namigen Hügelland dar, sondern nimmt auch dessen größten Flächenanteil ein. Seine pflanzensoziologische Gliederung ist besonders vielfältig und umfaßt an den nördlich, steil zur Donau abfallenden Felsflanken die "klassischen", von NIKLFELD (1964) eingehend beschriebenen primären Felsfluren. Vegetationskundliche Aufnahmen und Darstellungen der Pflanzengesellschaften seit 100 Jahren charakterisieren die hervor – ragende Bedeutung des Gebietes als Refugium einer überaus artenreichen und seltenen Trockenrasen – Flora. Bereits 1965 wurde der Hundsheimer Berg zum Vollnaturschutzgebiet erklärt (nachdem glücklicherweise eine geplante Erweiterung der bereits bestehenden, alten Steinbrüche durch den Ankauf des Gebietes verhindert werden konnte) und untersteht außerdem der Kontrolle des World Wildlife Fund, der die halben Grundrechte besitzt. Mit 166 ha ist der Hundsheimer Berg das zweitgrößte Schutzareal des Gebietes (siehe S. 55).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Aus zoologisch – faunistischer Sicht ist die Bearbeitung der Trockenrasen – Gesell – schaften bisher nur fragmentarisch erfolgt, lediglich KASY hat in jahrelanger Arbeit die artenreiche Lepidopteren – Fauna umfassend dargestellt (KASY, 1961, 1983). Durch die vor 10 Jahren begonnene, umfangreiche Studienreihe zur Erfassung der Evertebratenfauna sowie einer Analyse der ökologischen Konnexe verschiedener Trockenrasen – Lebensgemeinschaften soll die bisher völlig ungenügende wissenschaftliche Kenntnis des Gebietes abgerundet werden (vgl. auch S. 27); erste Ergebnisse liegen bereits vor (KAMPICHLER, 1987, 1989).

Ein großzügiges Landschafts – Schutzprojekt setzt durch erneute Beweidung ver – beugende Maßnahmen gegen die drohende, weitflächige Verbuschung und einsetzende Wiederbewaldung der wertvollen Trockenrasen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4. SUKZESSIONSABFOLGE IM NATURSCHUTZGEBIET

4.1. Entwicklung der letzten 100 Jahre:

Völlig analog zur voran dargestellten Entwicklung der Wirtschaftsform und zum letztlichen Abbruch der Nutzung der alten Hutweideflächen verläuft auch die Stabilität ihres ökologischen Gleichgewichtes – ist doch der Fortbestand aller sekundären Trockenrasengesellschaften unmittelbar von einer ständigen Bewirtschaftung abhängig. Ohne diese setzen sehr rasch Regressionsvorgänge ein, deren verschiedene Übergangsstadien letztlich der Klimaxgesellschaft entgegenstreben. Im Falle des Hundsheimer Berges handelt es sich dabei um Buchen – Eschen – Mischwald auf tiefgründigerem Boden in N – und E – Exposition bzw. um Flaumeichen – Mischwald am Sonnenhang. Derartige Veränderungen des Landschaftsbildes lassen sich sehr genau anhand großmaßstabiger Landkarten und Luftbild – Kartierungen in ihrer zeitlichen Abfolge erfassen. Für die lokalen Verhältnisse ist dies über 100 Jahre lang möglich und demonstriert sehr eindrucksvoll den Wirkungsgrad menschlichen Einflusses und natürlicher Sukzessionen.

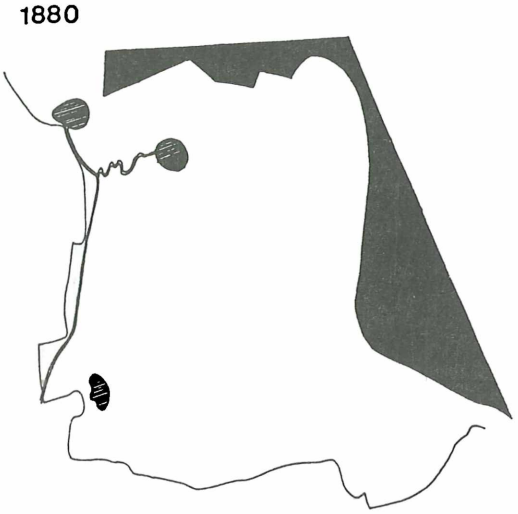


Abb. 9: Sukzessionsverlauf der Hutweidefläche auf dem Hundsheimer Berg. 1880: voll intakte Beweidung, geschlossener Trockenrasen ohne Busch /Wald – Anteil; schraffiert: Steinbrüche, schwarz: Wald und geschlossene Gehölze, hell: Trockenrasen

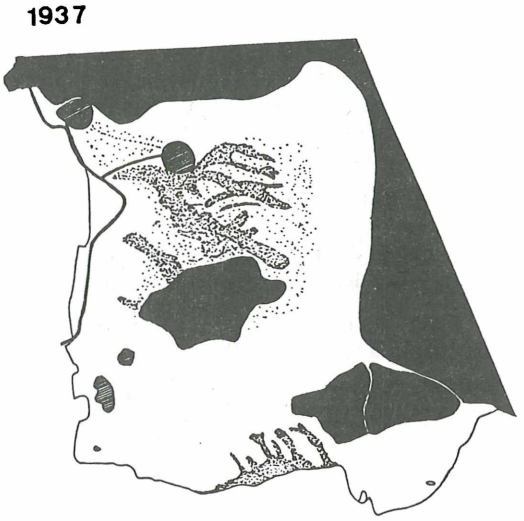


Abb. 10: Sukzessionsverlauf der Hutweidefläche auf dem Hundsheimer Berg. 1937: voll intakte Beweidung, deutliche Busch/Wald – Anteile im Zentrum und am Südhang (z.T. Flaumeichen)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1958

1982

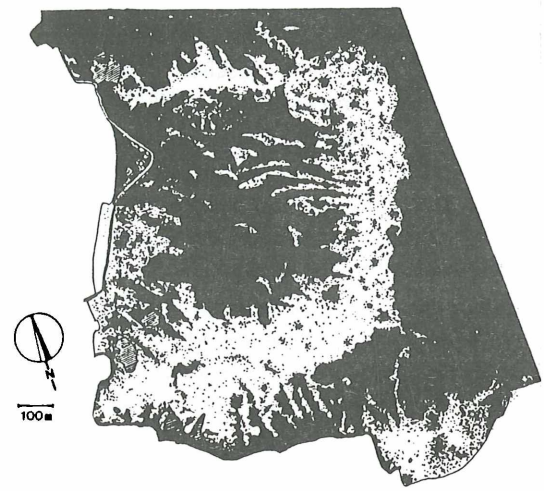


Abb. 11: Sukzessionsverlauf der Hutweidefläche auf dem Hundsheimer Berg. 1958: intakte Beweidung, doch Beginn deutlicher Verbuschung und Ausdehnung des Waldanteiles im Zentrum

Abb. 12: Sukzessionsverlauf der Hutweidefläche auf dem Hundsheimer Berg. 1982: Beweidung seit ca. 14 Jahren eingestellt, sehr starke Verbuschung der sekundären Trockenrasen.

Für die Abb. 9 – 12 kann folgende Interpretation gegeben werden:

1880: voll intakte Weidewirtschaft, Umstellung auf Stallhaltung noch nicht erfolgt; möglicherweise nur Beweidung mit Rindern; Nutzung des gesamten Hundsheimer- und Hexenberges als Hutweide, Busch- und Baumgruppen fehlen, abgesehen von einzelnen Schattengehölzen.

1937: ausgeglichene Extensiv-Beweidung; durch Umstellung der landwirtschaftlichen Wirtschaftsform ist der Weidevieh-Bestand jedoch deutlich zurückgegangen, die flacheren Hangpartien der S-Seite sind von Buchen-Mischwald bedeckt, in den kolluvienreichen Rinnen und auf Felsrippen der steilen Hangbereiche entwickeln sich Flaumeichen-Bestände. Die Bergkuppen sind von großflächigen offenen Rasengesellschaften bedeckt, im Zentralteil der Hutweide ist in den Mulden und in Rinnen des W-Hanges über tiefgründiger Bodenauflage Buchen-Mischwald entstanden, gesäumt von verstreuten Baum- und Gebüschgruppen.

1958: weiterer, sehr starker Rückgang des Viehauftriebes; die genannten Waldflächen sind nun dicht geschlossen, an den Randzonen entwickeln sich entlang von Bodenvertiefungen und Rinnen mit günstiger Wasserführung ausgedehnte Gebüschstreifen, welche insbesondere im Bereich des Gipfels in die sekundären Trockenrasen vordringen. In Tallagen an der Westflanke des Berges Formierung größerer Gebüschgruppen; weitgehend offen – z.T. sogar vegetationsfrei – sind die Flächen der Gemeindweide (sg. "Ergat"), bedingt durch den täglichen Betritt (Viehtränke).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1982: Zustand fortgeschrittener Sukzession 18 Jahre nach Einstellung der Weidewirtschaft; die Gebüschgruppen haben sich über den Großteil der Trockenrasen im Gipfelbereich des Hundsheimer Berges ausgedehnt, ehemals isolierte Einzelbüsche oder kleine Gehölzflächen bilden dichten, nahezu undurchdringlichen Trockenbusch, an geeigneten Stellen hat bereits Verzahnung mit dem angrenzenden Hochwald eingesetzt; eine Änderung in der soziologischen Struktur, vor allem eine deutliche Arten-Verarmung, weiter Trockenrasen-Bereiche ist offenkundig.

Vergleichende Aufnahmen der Gehölzdeckung in 15 Quadraten zu je 1 ha (Tab. 3) verdeutlichen sehr eindrucksvoll die rasch fortschreitende Verbuschung bzw. beginnende Wiederbewaldung des Hundsheimer Berges innerhalb von 20 Jahren; verglichen wurden dazu die Jahre 1958 (bestehende, wenn auch reduzierte Beweidung durch Kühe) und 1982 (18 Jahre nach Einstellung der Beweidung). Abgesehen von den steil exponierten Felssteppen des S- und W-Hanges, welche aus edaphischen Gründen für das Aufkommen gehölzreicher Gesellschaften weitgehend ungeeignet sind (Probeflächen 1-2), weisen alle übrigen Zönosen eine deutliche Zunahme des Deckungsgrades durch Gehölze auf. Bereits bestehende Waldflächen, einschließlich des langsamwüchsigen Flaumeichen-Krüppelwaldes, dehnen ihre Grenzzonen sukzessive aus (Probeflächen 3 - 4). Insbesondere der Buchen-Eschen-Hochwald erweitert seinen Randbereich zum Trockenrasen durch verstärktes Aufkommen junger, wuchskräftiger Eschen.

Rasenflächen, welche bereits 1958 starke Bedeckung durch Trockenbusch aufwiesen (Probeflächen 5 - 7), schließen sich noch stärker. Zwischen den Gehölzgruppen eingeschlossene Trockenrasenreste werden völlig unterdrückt (Probeflächen 5 - 6).

Am auffälligsten vollzieht sich die Sukzession der ehemaligen Hutweide auf jenen Flächen, welche zum Ende der Beweidung noch gänzlich oder weitgehend von gräserreichen Gesellschaften bedeckt waren und nur vereinzelte Büsche bzw. wenige, kleinflächige Gehölzgruppen aufwiesen (Probeflächen 8 - 15). Äußerst raschwüchsiger Weißdorn kann diese schon in wenigen Jahren mit einer vorerst noch lockeren Decke überziehen. Diese 50 - 100 cm hohen Büsche, welche sich in der Folge zu dichten Gruppen vereinen, vermögen innerhalb von 20 Jahren einen Deckungsgrad zu erreichen, welcher durchschnittlich um das 4-fache höher liegt als zu Zeiten der letzten Jahre mit intaktem Weidebetreib. Besonders stark scheint dabei die Verbuschung durch Jungsträucher auf offenen Rasenflächen zu erfolgen (Probeflächen 8, 9), welche unter günstigen Boden- und Feuchteverhältnissen im Jahr 1982 bis zum 14-fach (!) höheren Deckungsgrad aufwiesen. Treten Trockenrasenflächen dagegen in ein bestimmtes Stadium fortgeschrittener Sukzession ein, so erfolgt die Zunahme der Verbuschung nicht mehr linear, sondern verlangsamt sich (Probeflächen 14, 15). Insgesamt repräsentieren jedoch die für 1982 wiedergegebenen Werte nicht mehr den aktuellen Stand und müßten für das Jahr 1986 um durchschnittlich 4 % höher angegeben werden. Seit diesem Zeitpunkt wird versucht, die weitere Gehölzverdichtung durch regelmäßige Schwendung zu unterbinden (siehe S. 38 ff, 49 ff).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Dieser zeitliche Ablauf im soziologischen Übergang vom vielfältigen Trockenrasen zum artenarmen, dicht verbuschten Weidekuschelgelände vollzieht sich auch in anderen Trockenrasen-Gebieten ganz analog, wie das vergleichende Untersuchungen der ehemaligen Hutweideflächen auf dem Spitzerberg bei Prellenkirchen (siehe Teil 2) oder die Angaben über Trockenrasen- und Halbtrockenrasengesellschaften des Weinviertels (EIJSINK et al., 1978) bzw. des Bielenberges (Weserbergland, BRD) (SCHEIDELER & SMOLIS, 1983) dokumentieren. Die Problematik der Erhaltung und Pflege zahlreicher Schutzgebiete oder schutzwürdiger Trockenrasenbereiche resultiert aus diesem natürlichen Entwicklungsvorgang.

unter-suchte Fläche	Gehölzdeckung pro ha 1958		Gehölzdeckung pro ha 1982		Gehölz-Deckungszunahme seit 1958
	Deckung m²	Deckung %	Deckung m²	Deckung %	
1	3	0	4	0	1.3 fach
2	10	≈0	13	≈0	1.3 fach
3	5306	53	6000	60	1.1 fach
4	7180	72	7833	78	1.1 fach
5	4566	46	5966	60	1.0 fach
6	6170	62	8033	80	1.3 fach
7	8378	84	9033	90	1.1 fach
8	30	<1	279	>2	9.3 fach !
9	61	<1	833	8	13.6 fach !
10	617	6	1950	19	3.1 fach
11	851	8	1733	17	2.0 fach
12	1221	12	2300	23	1.9 fach
13	1400	14	2480	25	1.7 fach
14	1890	19	2800	28	1.5 fach
15	2884	29	3980	40	1.4 fach

Tab. 3: Sukzession gehölzreicher Gesellschaften auf dem Hundsheimer Berg in der Zeit von 1958 (Trockenrasen beweidet) bis 1982 (Trockenrasen 18 Jahre lang unbeweidet).
15 untersuchte Probeflächen zu je 1 ha:
1 – 2 = Felssteppe, 3 – 4 = Flaumeichen-Mischwald bzw. Buchen-Eschen-Mischwald, 5 – 7 = Gehölzflächen im Zentralteil des Naturschutzgebietes (Flächen ehemaliger Hutweiden), 8 – 15 = sekundäre Trockenrasen mit Einzelbüschen oder geschlossenen Trockenbusch-Flächen. (ausgewertete Luftbildaufnahmen des Bundesamtes f. Eich- u. Vermessungswesen, Wien)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4.2. Stand von 1984 vor Beginn praktischer Schutzmaßnahmen:

Im Gipfel – sowie auf flacheren Hangbereichen hat sich der Zustand der Trocken – rasen weiter zu ungunsten der freien Flächen verschlechtert, lokal erfolgt das Wachstum von Weißdorn und Schlehe nun auffallend rasch. So konnte bei jungen *Crataegus* – Büschen ein jährliches Höhenwachstum bis zu 40 cm gemessen werden, mit Schlehdorn bedeckte Flächen vermögen sich jährlich um 1/6 zu vergrößern. Auffallend ist das starke Aufkommen der Esche, einem Baum mit sehr hohen Lichtansprüchen. Insgesamt ist gleichzeitig auch eine deutliche Verarmung der Krautschicht feststellbar. Ungestörte, artenreiche Gesellschaften im Bereich der alten Hutweiden enthalten bis zu 50 Arten, wie die nachfolgende Vegetationsliste verdeutlicht (Tab. 4, Abb. 13); pro Quadratmeter Trockenrasen – Fläche treten in Abhängigkeit von Bodentiefe und – feuchte 8 – 12 Pflanzenarten mit großer Konstanz auf.

1 *Avenochloa pratensis* s. str.
1 *Bromus erectus*
+ *Carex humilis*
1 *Festuca ovina* agg.: cf *rupicola*
1 *Koeleria pyramidata* agg.: *macrantha*
2 *Melica ciliata* s. str.
1 *Phleum phleoides*
2 *Poa pratensis* agg.: *angustifolia*
2 *Stipa capillata*
+ *Achillea millefolium* agg.: cf. *pannonica*
+ *Acinos arvensis*
+ *Arabis auriculata*
+ *Arenaria serpyllifolia*
+ *Bupleurum falcatum*
+ *Cerastium pumilum* agg.: *glutinosum*
+ *Convolvolus arvensis*
+ *Coronilla varia*
r *Crataegus monogyna*
+ *Cruciata pedemontana*
+ *Cuscuta epithymum* s. str.
+ *Dianthus lumnitzeri*
+ *Dianthus carthusianorum* agg. *pontederae*
+ *Eryngium campestre*
1 *Filipendula vulgaris*
1 *Fragaria viridis*
+ *Galium verum* s. str.
+ *Helianthemum canum*
+ *Hesperis tristis*
+ *Hieracium pilosella*
+ *Hypericum perforatum*
1 *Inula ensifolia*
+ *Linum austriacum*

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

+ *Lotus corniculatus* agg.
+ *Medicago sativa* agg.: *falcata*
+ *Muscari comosum*
1 *Potentilla verna* agg.: *arenaria*
1 *Sanguisorba minor*
+ *Seseli hippomarathrum*
3 *Teucrium chamaedrys*
+ *Teucrium montanum*
+ *Thlaspi perfoliatum*
1 *Thymus* sp. cf. *praecox*
+ *Trinia glauca*
r *Verbascum lychnitis*
r *Verbascum phoeniceum*
+ *Veronica spicata* s. str.
r *Viburnum lantana*
+ *Vincetoxicum hirundinaria* s. str.
+ *Viola ambigua*

Tab. 4: Florenliste eines artenreichen sekundären Trockenrasens und ökologischer Zeigerwert nach BRAUN-BLANQUET: (Flächengrößen 10 u. 25 m², Exposition SW, Inklination 5°, Deckung K 100 %; Vegetationsaufnahme: STRUDL).

Abb. 13: Ökologisch intakter sekundärer Trockenrasen (Furchenschwingel-Trockenrasen) mit vereinzelten Buschgruppen (*Crataegus*, *Viburnum*, *Juniperus*).

Im Gegensatz dazu weisen ökologisch veränderte, durch Verbuschung und beginnende Wiederbewaldung in progressiver Sukzession befindliche ehemalige Hutweiden ein auffällig armes Vegetationsspektrum auf, welches von nur wenigen, besonders wuchs-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

kräftigen Arten bestimmt wird; durchschnittlich beträgt die Artenzahl solcher Flächen 2 – 5/m² (Tab. 5, Abb. 14).

+ *Cornus sanguinea*
1 *Crataegus monogyna*
+ *Euonymus verrucosa*
+ *Fraxinus excelsior*
+ *Rosa canina*
+ *Agrostis stricta*
1 *Brachypodium pinnatum*
1 *Bromus erectus*
+ *Bromus inermis*
– *Festuca rupicola*
1 *Festuca ovina* agg.
1 *Festuca pallens*
+ *Poa angustifolia*
+ *Phleum phleoides*
r *Carduus nutans*
+ *Cuscuta epithymum* s. str.
r *Erysimum odoratum*
+ *Euphorbia cyparissias*
+ *Filipendula vulgaris*
2 *Fragaria viridis*
+ *Vincetoxicum hirundinaria*

Tab. 5: Florenliste eines verarmten, dicht mit Trockenbusch durchsetzten sekundären Trockenrasen (Flächengröße 10 u. 25 m², Exposigion W, Inklination 5°, Deckung K 100 %, Vegetationsaufnahme: WAITZBAUER)

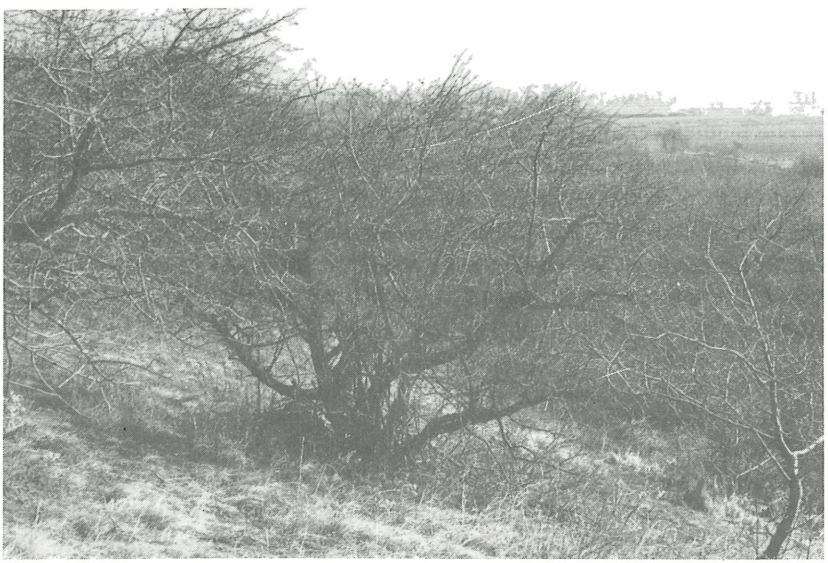


Abb. 14: Großflächiger Trockenbusch (dominierend *Crataegus*) mit eingestreuten, stark verarmten Trockenrasen – Resten.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Solche großflächig degradierten Trockenrasen – Gesellschaften konnten sich erst nach Einstellung des regelmäßigen Weideganges – eine Bewirtschaftung durch Mahd ist im Gebiet wohl nie erfolgt – vor allem auf sg. Halbtrockenrasen (Mesobrometum) über tiefgründigen Eurendzina – Böden entwickeln und werden besonders durch die undruchdringlichen Weißdornhecken sowie das gehäufte Auftreten verschiedener Gräser (*Bromus erectus*, *Festuca ovina*, *F. pallens*) und die Knackerdbeere (*Fragaria viridis*) gekennzeichnet. Letztere Art gilt als typisches Weideunkraut im Bereich der historischen, potentiellen Waldstandorte (vgl. STRUDL, 1979). *Festuca* – Arten als typische Weidefolger prägen im Naturschutzgebiet solche offenen Restflächen degra – dierter Weiderasen durch ihre halbkugeligen Polster. Ihre Streu ist zudem schlecht zersetzlich und wird nur langsam abgebaut, sie gelten als Bodenverdichter, die somit den Wasser – und Luftwechsel im Boden hemmen (GÖRS, 1974, WALTER, 1979).

Im Verlauf der Sukzession zum Trockenbusch wird deutlich, daß zahlreiche, unter den veränderten Milieubedingungen nur mehr wenig konkurrenzfähige Trockenrasen – arten entweder von den Begleitern des Weidekuschel – Geländes erdrückt werden und gänzlich ausfallen oder noch eine gewisse Zeit lang zufolge verringerter Licht – und vermehrter Feuchteverhältnisse kümmern. So entwickelt z.B. *Thymus praecox* auf exponierten Felsfluren etwa 10 cm lange Zweige mit 10 – 13 Blättchen pro Saison. Diese sehr lichtbedürftige und trockenheitstolerante Art tritt – wenn auch nur mehr vereinzelt – im Verband des stark verbuschten Weidekuschel – Geländes auf, wo die vergeilten Triebe jährlich bis zu 25 cm Längenwachstum aufweisen, doch werden nur etwa 4 – 7 deutlich verkleinerte Blättchen ausgebildet. Ähnliche Degeneration im Habitus tritt auch bei anderen Trockenrasen – Arten auf (*Helianthemum*, *Potentilla*). Mit zunehmender Gehölzdeckung sinkt gleichzeitig auch die Dichte des Wacholder – Bestandes. Als Weideanzeiger mit hoher Lichtbedürftigkeit wird er vom Weißdorn förmlich erdrückt, verliert seine typische Wuchsform und verkahlt. Nach einer erst – maligen, orientierenden Zählung dürfte der Bestand seit dem Ende der Weidetätig – keit im Naturschutzgebiet um rund 20 % abgenommen haben. Einen ähnlichen Befund ergab auch die vegetationskundliche Untersuchung durch REICHHOFF & BÖHNERT (1978) bzw. SCHEIDELER & MOLIS (1983) auf den Halbtrockenrasen des Bielenberges (Ob. Weserbergland, DDR). Sie konnten auf 30 Jahre zurück – liegende Vegetationsaufnahmen zurückgreifen und so deutlich die Sukzession nach Einstellung der Beweidung dokumentieren. Durch Zunahme der Verbuschung war der Wacholderbestand in dieser Zeit um 60 % der ursprünglichen Bestandesdichte zurückgegangen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5. ERFASSUNG DER WISSENSCHAFTLICHEN GRUNDLAGEN

Um den wichtigsten Aufgaben des Naturschutzes – Erforschung und Pflege von Reservaten, sowie Schutz und Erhaltung von Pflanzen – und Tierarten – gerecht zu werden, stellt nur der enge Konnex zwischen ökologischer Grundlagenerhebung und angewandten Schutzmaßnahmen die Voraussetzung dar, Kenntnis über das Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren zu erlangen, ebenso Atypisches oder Typisches zu erkennen und die Erhaltungewürdigkeit zu bewerten (SCHUBERT, 1984).

Im gegenständlichen Fall besteht eine wesentliche Voraussetzung zur Beurteilung der ökologischen Funktionalität verschiedener Trockenrasen-Gesellschaften – und damit ihrer spezifischen Tiergemeinschaften – darin, dieselben einem Vergleich zu unterziehen. Die für eine Kausalanalyse der lokalen Phyto- und Zoozönosen ausgewählten Flächen sind etwa 10 ha groß und umfassen sämtliche Typen von Trockenrasen-Gesellschaften des Naturschutzgebietes in repräsentativer Größe. An insgesamt 15 Untersuchungsstellen wurden zwischen 1978 – 1986 z.T. mehrjährige Bestandesaufnahmen der Vegetation und Kleintierfauna sowie Messungen der Primärproduktion und des Klimas – vorwiegend der mikroklimatischen Verhältnisse – durchgeführt. Diverse ökologische Fragestellungen sind auch dzt. noch im Untersuchungsstadium. Die wissenschaftlichen Ergebnisse aus der Bearbeitung des überaus umfangreichen Datenmaterials können nicht Inhalt der vorliegenden Arbeit sein, doch soll zumindest auf die daraus resultierenden Möglichkeiten hingewiesen werden, ökologische Systeme und ihre Funktionalität über die standortstypische Vegetation hinaus auch durch verschiedene Vertreter der Zoozönose zu charakterisieren. So stellen gerade diverse Arthropodengruppen methodisch einfach erfaßbare Bioindikatoren von großem Aussagewert dar, da zahlreiche Arten ausgesprochen stenotop sind und sehr rasch auf Veränderungen ihres Lebensraumes, vorwiegend des Mikroklimas, des Nahrungsangebotes oder des Raumpotentials durch die Vegetation, reagieren. Vor allem geeignet erscheinen in terrestrischen Lebensräumen Spinnen, Heuschrecken, Wanzen und Zikaden, bodenbewohnende Käfer (Laufkäfer) sowie Hautflügler (bes. Ameisen) und Schmetterlinge aufgrund ihrer arttypischen Bindung an den Monotop. Neuerdings finden solche Möglichkeiten, existenzgefährdete Lebensgemeinschaften zu charakterisieren, auch deutlich verstärkte Anwendung (HOLSTE, 1974, KIRCHNER, 1980, TISCHLER, 1980, TAUSCHER 1982, KLESS, 1984, KRATOCHWIL, 1984, SETFFNY et al., 1984, BLAB, 1986).

Im konkreten Fall läßt sich die Artenvielfalt bzw. -verarmung, wie auch die Verschiebung im artlichen Spektrum in den Trockenrasen-Gesellschaften vollkommen analog zu den vorangestellten Vegetations-Bestandesaufnahmen durchführen (Tab. 6). Besonders empfindlich wirken sich die Sukzessionen im Bereich der sekundären Trockenrasen auf die Artenzahl der z.T. wärmebedürftigen und trockenheitstoleranten Saltatoria und Formicoidea aus, während die auffälligen Differenzen bei den oligo- oder stenophagen Homoptera in erster Linie aufgrund der Veränderungen bzw. Verarmung der trophischen Faktoren erklärbar sind. Interessanterweise ist die Artendichte von Laufkäfern auf den Trockenrasen deutlich niedriger als auf dicht

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

verbuschten Untersuchungsstellen. Dieser Umstand erklärt sich vorwiegend durch die ausgeprägte Hygrophilie der meisten Arten und durch das Vordringen von Waldformen entlang dieser mikroklimatisch begünstigten Vegetationsinseln bis weit in die Bereiche ehemaliger Rasen- und Wiesensteppen.

	FELSFLUREN	SEKUNDÄRE TROCKENRASEN	
		offene, artenreiche Assoziation	verbuschte, degradierte Assiziation
	n Arten	n Arten	n Arten
Araneae	>50	>65	<25
Myriopoda	5	8	- 3
Collembola	8	9	4
Hemiptera	45	38	17
Homoptera (Jassidae)	48	55	22
Saltatoria	8	9	4
Coleoptera (Carabidae)**	15	24	36*
Hymenoptera (Formicoidea)	11	8	4

Tab. 6: Durchschnittliche Artenzahl verschiedener Arthropodengruppen in unterschiedlichen Trockenrasen-Gesellschaften des Hundsheimer Berges (Zusammenfasung von Formalinfallen-Ergebnissen zwischen 1978 - 1982; Spinnen-Daten dzt. noch unvollstädnig)
*) Vergrößerung des Artenspektrums durch vordringende Waldformen
**) insgesamt wurden auf dem Hundsheimer Berg 70 Carabiden-Arten festgestellt (MOSAR, in litt.)

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangen auch verschiedene, in Trockenrasenschutzgebieten der BRD und DDR durchgeführte Untersuchungen. So reagieren etwa geothermophile Heuschreckenarten (z.B. *Oedipoda caerulescens*) überaus empfindlich auf die Zunahme der Vegetations-Flächendeckung durch den Eintritt der Gesellschaft in Sukzessionsvorgänge (MERKEL, 1980). In ganz ähnlicher Weise vermag auch die Populationsdichte von Schmetterlingen durch den weitgehenden Ausfall der Futterpflanzen bis zur Grenze der Lebensfähigkeit abzusinken.

Nach den Untersuchungen von BLAB (1986) betrug die Gesamtindividuenzahl des Bläulings *Lysandra coridon* auf einer verbuschten Rasenfläche mit sehr gringem Vorkommen des Hufeisenklees, einer typischen Art kalkreicher Trocken- und Halbtrockenrasen, nur 24 Stück; doch bereits auf einem nur wenig größerem Areal (2.2 ha) eines offenen, intakten Trockenrasens mit reichem *Hippocrepis*-Vorkommen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

betrug die Populationsgröße über 1500 Individuen. Gleichermaßen lauten die Befunde zur Arten- und Populationsdichte thermophiler Käferarten, welche sich bei Umweltveränderungen besonders rasch und nachhaltig äußern. So war die ehemals reiche Carabiden- und Chrysomelidenfauna auf den Trockenrasen des bereits erwähnten Bielenberges nach Beendigung der Beweidung und gleichzeitigem Ein-setzen verstärkter Verbuschung innerhalb von 14 Jahren bis auf eine echte xero-thermophile Art verschwunden und das Artenspektrum hatte sich zugunsten der Waldformen verschoben (BARNER, 1954, HOLSTE, 1974). Die Befunde decken sich völlig mit jenen von GREULICH (1982) über die Sukzessionen der xerothermen Laufkäferarten des Bausenberges in der Eifel und sind mit den Feststellungen über die Artendichte von Carabiden verschiedener Biotope auf dem Hundsheimer Berg* vergleichbar (Tab. 6).

Drastisch wirkt sich der Ausfall der Weidewirtschaft auf die gesamte, von ihr direkt existenzabhängige Zoozönose aus. Unter Bezug auf die bis 66 Jahre zurückliegenden Aufsammlungen der koprophagen Entomofauna durch FRANZ (1922 – 1964) (FRANZ, 1964) und SCHREMMER (1950 – 64) läßt sich etwa bei den Dungkäfern der Fam. Scarabaeidae vom Abbruch der Beweidung (ca. 1964) bis zu deren Wiederaufnahme (ab 1983) ein Artenrückgang von über 95 % feststellen. Darunter befinden sich so überaus selten gewordene, früher auf Weideflächen jedoch weit verbreitete Arten wie *Copris lunaris*, *Geotrupes mutator*, *Oniticellus fulvus* und *Caccobius schreberi* oder thermophile, südliche Arten mit in Mitteleuropa nur sehr lokalem oder z.T. wohl schon erloschenem Vorkommen, wie *Gymnopleurus geoffroyi*, *G. mopsus* und *Onthophagus lemur*.

Die Spezialisierung vieler Arten als Weidegänger am Rinderdung erklärt ihr völliges Ausbleiben bereits kurz nach dem Abbruch der jahrzehntelangen Beweidung durch Rinder. Eine Ausnahme bilden lediglich Arten mit höherer Plastizität bei der Wahl ihrer Lebensbasis. Vorrangig ist hier *Geotrupes vernalis*, ein universell koprophager Mistkäfer, zu nennen, der sich sogar am Aas einfindet oder verschiedene *Aphodius*-Arten, wie *A. fimetarius*, *A. melanostictus* oder *A. prodromus*. Sie vermögen sich von den Exkrementen sehr unterschiedlicher Wirte zu ernähren. Ähnliches trifft auch für *Sisyphus schaefferi* zu, der offenbar einen starken Bezug zu Kaninchenkot aufweist, jedoch auch an Dachslosungen frißt. Andere Koprophage wiederum sind primär wohl Weidefolger von Zieseln, wie das für *Onthophagus vitulus* oder *Aphodius arenarius* zutrifft und konnten – unabhängig von der Rinderbeweidung – stets auch auf eine andere Nahrungsquelle überwechseln und blieben im Gebiet erhalten. Ähnlich behaupten sich worwiegend räuberisch lebende und somit nur mittelbar an den Koprophagen-Zönosen im Rinderdung beteiligte Arten wie z.B. der Stutzkäfer *Hister quadrimaculatus*, Raubkäfer der Gattung *Philothus* spec. oder die Kotfliege, *Scatophaga stercoraria* (vgl. Abb. 15).

---

*) (MOSAR, in litt.)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

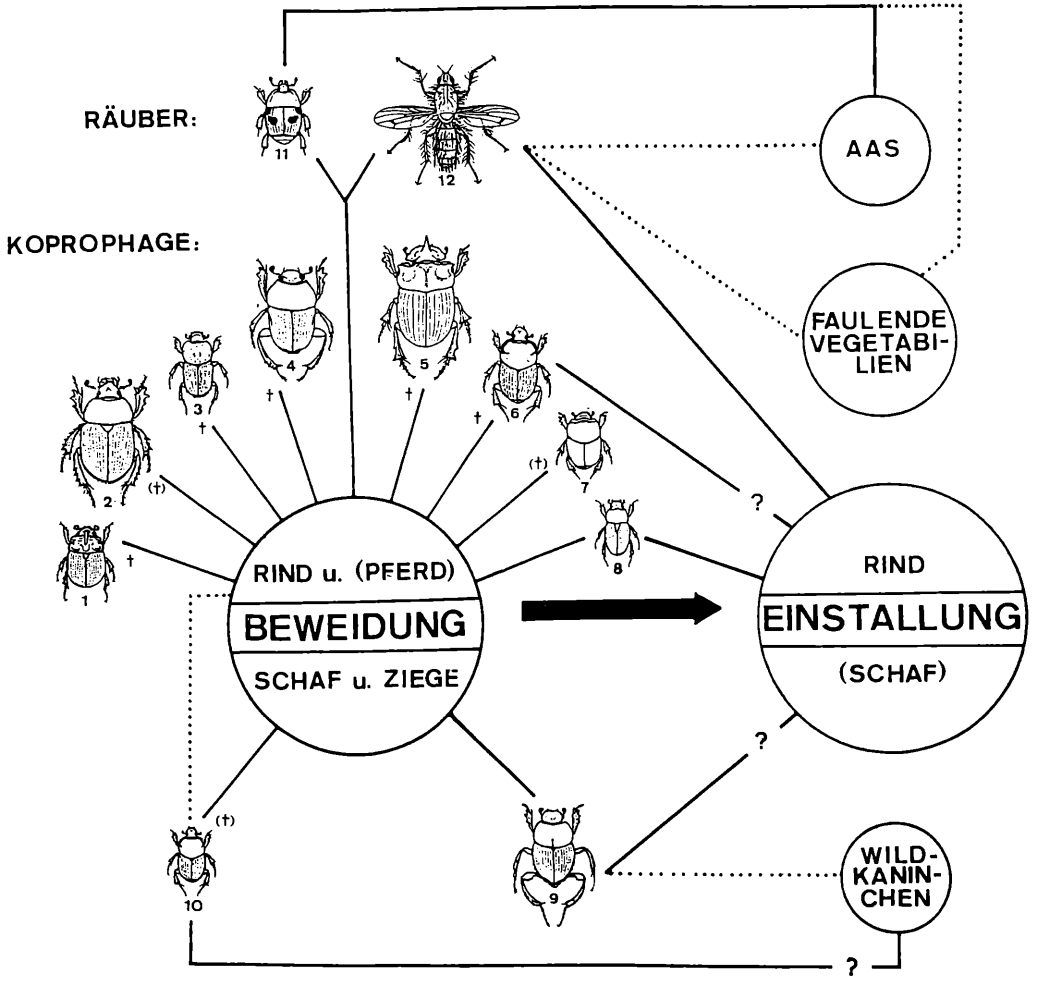


Abb. 15: Die dominanten Mitglieder der kotbewohnenden Entomofauna auf den Hundsheimer Hutweiden bei regelmäßiger Beweidung (bis 1964). Nach deren Abbruch verschwanden 3 – 4 der häufigen Dungkäfer – Arten trotz erneuter Weidewirtschaft ab 1983 völlig aus dem Gebiet (+), andere überlebten unterdessen als Weidefolger am Kot verschiedener Wildtiert (9) und von eingestalltem Vieh (6, 8); Räuber (11, 12) wechselten auf andere, indirekte Nahrngsquellen (vgl. auch Tab. 17).
1 *Odontaeus armiger*, 2 *Geotrupes mutator*, 3 *Oniticellus fulvus*, 4 *Gymnopleurus mopsus*, 5 *Copris lunaris*, 6 *Onthophagus taurus*, 7 *Caccobius schreberi*, 8 *Aphodius erraticus*, 9 *Sisyphus schaefferi*, 10 *Onthophagus vitulus* (alle Scarabaeidae), 11 *Hister 4 – maculatus* (Histeridae), 12 *Scatophaga sterocoraria* (Scatophagidae)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Aus download unter www.biologiezentrum.at

Wie überaus reichhaltig das Artenspektrum koprophager Scarabaeiden auf vergleichbaren Hutweideflächen im Osten Österreichs (Parndorfer Platte, Trockenrasen um den Neusiedler See) bei intakter Weidewirtschaft einst war, zeigen die Aufsammlungen von PETROVITZ (1956), der nicht weniger als 51 Arten aus dem Dung verschiedener Weidetiere nachweisen konnte. Selbst Bestandesaufnahmen der Koprophagen-Fauna entlang einer Viehtrift (Rinder) und eines frequentierten Reitweges am Ufer der Darscho-Lacke bei Apetlon (Neusiedler See, Seewinkel) aus jüngerer Zeit (JAKL, 1975) zeigen, daß sich selbst unter diesen keineswegs optimalen Lebensbedingungen eine artenreiche Lebensgemeinschaft erhält. So konnten insgesamt 24 Käferarten aus dem Dung von Rindern und Pferden nachgewiesen werden, darunter 19 echt koprophage. Für die Hutweiden auf dem Hundsheimer Berg stellten FRANZ und SCHREMMER 25 dungbewohnende Arten fest, unter ihnen auch faunistisch-zoogeographisch interessante mit südöstlicher Verbreitung, doch handelt es sich hier stets nur um zufällige Aufsammlungen und es ist anzunehmen, daß die ehemals heimische Koprophagen-Fauna wesentlich artenreicher war.

Nach dem knapp 20-jährigen Ausfall der Beweidung wirkte sich deren erneute Einführung bereits nach wenigen Jahren auffällig auf die Zunahme der koporbionten Coleopteren aus. Gegenwärtig treten im Naturschutzgebiet erneut 16 Arten auf, das entspricht 2/3 des ursprünglichen Artenbestandes (Tab. 7); 9 Arten sind regelmäßig und z.T. überaus häufig am Schafkot anzutreffen.

Dieser an sich positive Beitrag zur Sicherung einer insgesamt stark existenzgefährdeten, sehr spezifischen Lebensgemeinschaft darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß durch das langzeitige Unterbleiben des Weideganges das Vorkommen zahlreicher, im Gebiet einst häufiger Arten u.U. für immer erloschen sein dürfte (z.B. *Gymnopleurus*-Arten). Wie weit eine Erweiterung der Beweidung durch zusätzliche Verwendung von Rindern eine erhöhte Attraktivität zur erneuten oder verstärkten Immigration darzustellen vermag, kann vorerst nur gemutmaßt werden, wäre aber prinzipiell nicht auszuschließen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Fam. Scarabaeidae	bis 1964 Beweidung mit Rindern	1964 – 1983 keine Beweidung	ab 1983 Beweidung mit Schafen
Gymnopleurus mopsus Pall	++++++++++	----------	----------
Gymnopleurus geoffroyi Fuessl	xxxxxxxxxxx	----------	----------
Sisyphus schaefferi L.	++++++++++	-x-x-x-x-x-	xxxxxxxxxxx
Copris lunaris L.	++++++++++	----------	-x-x-x-x-x-
Oniticellus fulvus Goeze.	++++++++++	----------	----------
Caccobius schreberi L.	xxxxxxxxxxx	----------	----------
Onthophagus taurus Schrb.	++++++++++	----------	----------
Onthophagus furcatus F,	xxxxxxxxxxx	-x-x-x-x-x-	-x-x-x-x-x-
Onthophagus vitulus Fab.	xxxxxxxxxxx	-x-x-x-x-x-	-x-x-x-x-x-
Onthophagus fracticornis Preyssl.	xxxxxxxxxxx	----------	----------
Onthophagus coenobita Hbst.	++++++++++	----------	-x-x-x-x-x-
Onthophagus gibbulus Pall.	xxxxxxxxxxx	----------	----------
Onthophagus lemur F.	++++++++++	----------	-x-x-x-x-x-
Onthophagus vacca L.	++++++++++	----------	xxxxxxxxxxx
Onthophagus nuchicornis L.	xxxxxxxxxxx	----------	-x-x-x-x-x-
Odontaeus armiger Scop.	xxxxxxxxxxx	----------	----------
Geotrupes mutator Marsh.	xxxxxxxxxxx	----------	-x-x-x-x-x-
Geotrupes vernalis L.	++++++++++	++++++++++	++++++++++
Aphodius erraticus L.	++++++++++	----------	xxxxxxxxxxx
Aphodius scrutator Hbst.	++++++++++	----------	xxxxxxxxxxx
Aphodius arenarius Ol.	++++++++++	----------	++++++++++
Aphodius depressus Kug. (!)	-x-x-x-x-x-	----------	----------
Aphodius 4 – maculatus L.	++++++++++	++++++++++	++++++++++
Aphodius fimetarius L.	++++++++++	----------	xxxxxxxxxxx
Aphodius lugens Creutz.	++++++++++	----------	xxxxxxxxxxx

Tab. 7: Die Dungkäferfauna des Hundsheimer Berges in ihrer Entwicklung während der letzten 37 Jahre. +++++ regelmäßig u. häufig, xxxxx regelmäßig aber vereinzelt, -x-x- selten, ----- kein Vorkommen. *) Aufsammlungen bis einschließlich 1987

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

6. BIOTOPMANAGEMENT UND AUSWIRKUNGEN DER PFLEGEMASSNAHMEN

6.1. Grundsätzliche Überlegungen:

Aufbauend und begleitend zu den systemanalytischen Grundlagen der Bestandesforschung (Erhebungen des Faunen- und Floreninventares) sowie der Beziehungsforschung (produktionsökologische Einzel- und Gesamtdarstellungen) ergibt sich für Schutzgebiete gleichrangig die Forderung nach einem praktisch orientierten Pflegekonzept für den Schutz und die dauerhafte Sicherung des Landschaftscharakters. Verfremdungs- und Verarmungseffekten soll damit entgegengewirkt werden. Letztlich bedeutet dieses die Förderung und Erhaltung der charakteristischen Lebensgemeinschaften (BM. WISS. u. FORSCHG., 1976). Darüber hinaus reichen die Wirkungen bis zur Verstärkung des Erlebniswertes der Landschaft und zur Förderung der Heimatwerterhöhung, wie durch die Studie von KRAUSE, ADAM & SCHÄFER (1983) klar belegt wurde.

Alle naturnahen Ökosysteme benötigen Schutzmaßnahmen, da durch ihre langzeitige Bewirtschaftung die Mechanismen zur Selbstregulierung meist nur gering sind. Der Naturschutz steht heute gerade bei der Betreuung von Trockengebieten vor der paradoxen Aufgabe, daß floristische und faunistische Kostbarkeiten nur erhalten werden können, wenn sie gegen die natürliche Sukzession geschützt werden (MEDWECKA-KORNAS, 1960, ELLENBERG, 1977). Wie umfassend solche Maßnahmen auzusetzen sind, kann jedoch stets nur im gegebenen Einzelfall entschieden und nach umsichtiger Abwägung der Erfolgserwartungen sowie der möglichen negativen Auswirkungen beurteilt werden. Vergleiche mit anderen Biotop-Schutzprojekten, selbst in ähnlich aufgebauten Ökosystemen, sind zur Zeit mangels umfassender wissenschaftlicher Untersuchungen erst bedingt möglich. Nur langsam wächst bei den zuständigen Amtsstellen das Bewußtsein um die Notwendigkeit, schutzwürdige Landschaften einer gezielten Pflege zu unterziehen und diese notwendigerweise auch finanziell zu unterstützen. Somit unterliegen Ausmaß und Art der verschiedenen Schutzmaßnahmen noch immer der Improvisation, stets mit der Gefahr von Fehlgriffen. Die gegenwärtig verfügbare Literatur reicht jedoch bereits zur Abgrenzung ihrer Vor- und Nachteile.

Wie wesentlich gerade die eingangs erwähnten Bestandesaufnahmen, insbesondere der Flora, als Entscheidungshilfen für den Ansatz von Schutzprojekten sind, zeigen z.B. die blütenökologischen Untersuchungen an Schmetterlingen und Hymenopteren durch BLAB & KUDRNA (1982). Demnach haben 40 von 200 Tagfalter- und Widderchenarten und soger 40 % aller gefährdeten heimischen Lepidopterenarten ihren Siedlungsschwerpunkt in Trockenrasen. Die meisten thermophilen Arten weisen in ihrer Entwicklung jedoch eine auffällige stenophage oder monophage Bevorzugung ihrer Futterpflanzen auf, weshalb sich unsachgemäß ohne Voruntersuchungen angesetzte Pflegemaßnahmen rasch negativ auf die Arten- und Individuenzahlen auswirken (STEFFNY, KRATOCHWIL & WOLF, 1984). Noch empfindlichere Reaktionen bezüglich der Bewirtschaftungsänderung oder -aufgabe zeigt die epigäische Fauna von Magerrasen (GÖRS, 1974), ganz besonders jene des südöstlichen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Ausbreitungstypus. So konnte HOLSTE (1974) in einem 20 Jahre alten "Vor-wald"stadium ehemaliger Trockenrasenflächen nur mehr 20 % an Arten des offenen Geländes feststellen, der Großteil der Phytozönose umfaßte kommune Waldarten. Besonders auffällig ist in diesem Zusammenhang der qualititive und quantitative Rückgang der Schmetterlingsfauna (ITTIG & NIEVERGELT, 1977).

Trockenrasen jeglicher Art zählen zu den besonders stark existenzgefährdeten Land-schaftselementen. Mit 585 festgestellten Pflanzenarten, wovon 164 als gefährdet gelten, umfaßt das Floreninventar der süddeutschen Trockenrasen-Gesellschaften immerhin 1/5 des Florenbestandes der BRD (KIRCHNER, 1980). Im Vergleich registrierten POKORNY & STRUDL (1986) allein im Naturschutzgebiet auf dem Hundsheimer Berg 308 Arten, davon rund 30 % seltene thermophile mit vorwiegend südöstlicher Verbreitung.

Ähnlich verhält es sich mit der Evertebratenfauna von Trockengebieten. Eindrucksvoll sind die von DOLLFUSS (1988) ermittelten Artenzahlen für Grabwespen (Sphecidae, Hymenoptera) selbst für kleinflächige Magerrasen. So konnten auf den nur 2 km^2 großen Sandtrockenrasen von Oberweiden (Marchfeld) im östl. Niederösterreich 117 Arten gefangen werden – das entspricht 48 % der in Niederösterreich bisher nach-gewiesenen Arten. Viele davon stammen aus dem submediterranen Raum.

Die Gefährdung der mitteleuropäischen Trockengebiete kann jedoch nicht allein auf die Wirtschaftsumstellung der letzten 30 Jahre zurückgeführt werden, sondern reicht laut PAFFEN (1940) allein im Eifelgebiet weit in das 19. Jahrhundert zurück. Dort wurden in den letzten 100 Jahren 150.000 ha, das entspricht einem Viertel der gesamten Eifelfläche, anderen Kulturen zugeführt oder durch eine übersteigerte Weidenutzung völlig zerstört. In der Schweiz ist der fast vollständige Rückgang der Xerobrometen um 95 % (!) vor allem den ausgedehnten Flächendüngungen während der vergangenen Jahrzehnte zuzuschreiben (KIENZLE, 1983). Da die agrarwirtschaftlichen Nutzungsversuche von Trockenrasen allerdings vielfach zu unbe-friedigenden Ergebnissen führten, wurden z.T. bereits vor der Jahrhundertwende flächendeckende Aufforstungen mit trockenheitsverträglichen, aber nicht boden-ständigen Baumarten durchgeführt. Besonders eignen sich dafür Kiefern wie *Pinus sylvestris*, welche z.B. gegenwärtig große Bereiche der einstmals ausgedehnten Halb-trockenrasen des Weserberglandes (Bielenberg) bedeckt (SCHEIDELER & SMOLIS, 1983). Auch *Pinus nigra* wurde vielfach in Trockengebieten angepflanzt. Ihre raschwüchsigen Bestände bedrohen zahlreiche Trockenrasenbiotope im südlichen und östlichen Niederösterreich, etwa auf dem Eichkogel bei Mödling, in den Sandbergen bei Oberweiden, oder haben diese bereits völlig verändert, wie im Wiener Neustädter Steinfeld.

6.2. Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen:

6.2.1 Primäre Trockenrasen:

Trockenvegetation über ursprünglich gehölzfreien, flachgründigen Böden erhält sich als Rest der Urlandschaft von selbst. Mahd und Beweidung wirken sich wegen der plötzlichen Bloßlegung der Grasnarbe durch die Mahd bzw. wegen der mangelnden

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Trittfestigkeit und der drohenden Erosion durch das Weidevieh in hohem Maße schädigend aus (TISCHLER, 1980). Die Pflege beschränkt sich lediglich auf die Abhaltung negativer Einflüsse, wie sie gerade im Einzugsbereich von Städten durch den Ausflugstourismus mit der Gefahr des zu starken Betrittes ständig gegeben sind. Gravierend wirkt sich eine gesteigerte Trittbelastung der Vegetation vor allem in der Beschädigung der assimilierenden Pflanzenteile aus. Erosionsschäden, besonders auf Steilhängen, können jahrzehntelang sichtbar bleiben und sind oft irreversibel. OBERGFÖLL, STAUSS & WEHRLE (1984) konnten in einer Studie allerdings zeigen, daß selbst stark geschädigte Trockenrasen mit entweder durch den Betritt verdichteter oder erodierter Pflanzendecke bei völligem Schutz eine deutliche Revitalisierung aufweisen, soferne die Hangneigung gering ist. So verringerten sich nach Abzäunung der erosionsgefährdeten Standorte bereits nach 2 Jahren die vegetationsfreien Flächen von 6 % auf 0.2 % und die Zahl der trittempfindlichen Pflanzenarten stieg von 7 % wiederum auf 43 % an.

Die Kleinmosaike primärer Trockenrasen besitzen absoluten und vorrangigen Schutzwert, weshalb sie in Naturschutzgebieten nach Möglichkeit zu Kernzonen gemacht werden sollten. Schädigende Einwirkungen, wie die genannten, müssen durch subtile Lenkung der Besucher oder striktes Betretverbot ausgeschalten werden.

6.2.2 Sekundäre Trockenrasen:

Als über Jahrhunderte durch extensive Bewirtschaftung entstandene und ständig geförderte Ökosysteme müssen alle Halbtrocken- und Trockenrasen generell auch weiterhin einer adäquaten Pflege unterzogen werden, soll ein unkontrollierter Sukzessionsablauf vermieden werden. Ein solcher führt über die Verkusselung der Magerrasen mit Trockengehölzen mit einer meist vorübergehend artenreichen Saum-gesellschaft und nachfolgender Bildung eines deutlich artenärmeren Vorwaldstadiums zur Klimaxgesellschaft des Waldes. Da Langzeituntersuchungen fehlen, ist die Dauer des zeitlichen Entwicklungsablaufes nur ungenügend bekannt. Für die Trockenrasen im Untersuchungsgebiet, im Einzugsbereich des pannonischen Klimas, umfaßt die Ausbildung des typischen Weidekuschelgeländes mit dicht geschlossenen (Dorn)strauchbeständen 20 – 25 Jahre, das Vorwaldstadium dürfte bei ungestörtem Sukzessionsablauf etwa 40 Jahre nach Einstellung der Bewirtschaftung erreicht sein. Als besonders auffälliges Merkmal solcher Veränderungen ist das allmähliche Ein-dringen hochstämmiger, beweidungsempfindlicher Stauden und Gräser – vielfach Waldrandarten – wie andererseits die Verdrängung kleinwüchsiger Trockenrasenarten durch die immer dichter werdende Streuschicht. Dieser schwer abbaubare Blattfilz, vorwiegend aus toten Blättern von Gräsern (z.B. *Bromus erectus*), trägt als Isolationsschicht nachhaltig zur Veränderung der mikroklimatischen Bedingungen im bodennahen Raum bei. Letztlich wirkt sich das andere Milieu über eine Erhöhung des Wasserspeichervermögens auf die Änderung des C/N-Verhältnisses aus, wodurch der Charakter des ehemaligen Magerrasens endgültig verloren gegangen ist (GISI & OERTLI, 1981a-d).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Wie dynamisch sich solche Sukzessionen auf die Zusammensetzung der Phytozönosen auswirken, geht deutlich aus den Untersuchungen von HOLSTE (1974) am Beispiel des Bielenberges (Weserbergland) hervor, wonach 20 Jahre nach dem Beweidungsabbruch im dicht verkusselten Trockenrasenrest nur noch eine einzige xerothermophile Art existierte. Alle übrigen Kräuter und Gräser waren bereits Waldrandarten.

Bemerkenswert ist, daß im Verlauf solcher pflanzensoziologischer Veränderungen auch so typische Weideanzeiger wie der Wacholder – eine Charakterart traditioneller Schafhutungsflächen – durch die überstarke Verbuschung und das Aufkommen von Bäumen z.T. völlig verdrängt werden. Auf dem Bielenberg ist der Bestand dieser lichtbedürfigen Art von einst über 1000 auf 400 Exemplare gesunken, wodurch der Landschaftscharakter stark verändert wurde (SCHEIDELER & SMOLIS, 1983). Solche, durch einen sehr spezifischen Beweidungstypus geförderte und schützenswerte Arten oder Gesellschaften, wie sie gerade in den Wacholderheiden auftreten, können durch keinen technischen Ersatz, sondern wiederum nur durch Herdenschafhaltung gepflegt werden (WILLMANNS, 1975, BFN Darmstadt, 1979/80). Ähnlich wie der Wacholder zeigen auch andere Pflanzenarten in sehr charakteristischer Abfolge die Dringlichkeit von Schutzmaßnahmen. So ist z.B. *Calamagrostis epigeios* eine dominante Grasart von sogenannten "pflegebedürftigen Vergrasungsstadien" degradierter Trockenrasen, die meist nur mehr aus zehn Pflanzenarten aufgebaut sind (GÖRS, 1974).

An dieser Stelle sollte aber auch darauf hingewiesen werden, daß der quantitative und qualitative Wandel der Trockenrasenvegetation durch die Verbuschung ungenützter Flächen aus der Sicht des Naturschutzes vorübergehend auch deutlich positive Auswirkungen auf die Biozönosen hat. So weist das Weidekuschelgelände eine deutliche Diversitätssteigerung auf, da Rasenarten und Saumarten mit unterschiedlichen Schwerpunkten der Blütezeiten für blumenbesuchende Insekten eine beachtliche zeitliche Erweiterung und quantitative Erhöhung der Nahrungsressourcen darstellen. Entsprechend treten Coleopteren, Lepidopteren und Apiden in versaumten Rasengesellschaften mit mäßiger Buschbedeckung für wenige Jahre deutlich artenreicher auf als in intakten Magerrasengesellschaften (DEMARMELS, 1978, KRATOCHWIL, 1983) – alleine auf der Schlehe, *Prunus spinosa*, entwickeln sich über 70 Schmetterlingsarten (HERMANN, 1978). Besonders auffällig ist bei steigender Gebüschdichte auch die Bereicherung der Vogel- und Kleinsäugerfauna (ITTIG & NIEVERGELT, 1977). Obwohl im allgemeinen die biologische Bodenaktivität solcher Sukzessionsflächen sinkt (GISI & OERTLI, 1981c, d), kann sich die erhöhte Streuauflage für die Bodenfauna aber auch positiv auswirken. Für Regenwürmer etwa stellt sie eine deutliche Verbesserung der ökologischen Situation dar, da neben einem entsprechenden Nahrungsangebot auch die Bodentemperatur gedämpft und der Verdunstungsschutz erhöht wird (SCHREIBER, 1980).

Mag nun im Einzelfall die dichte Verbuschung einer ehemaligen Trockenrasenfläche als anreicherndes Element zwar erwünscht sein, so verdient letztlich jedoch nicht so

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

sehr die Erhaltung und Förderung einzelner Pflanzen- und Tierarten, sondern der Schutz des gesamten Ökosystemes absoluten Vorrang.

6.3. Möglichkeiten für Pflegeprogramme von Magerrasen-Gesellschaften:

Nur wenige Formen von Pflegemaßnahmen haben sich durchgesetzt und entsprechen vielfach auch der Wiederaufnahme der ehemals traditionellen Bewirtschaftungsform. Spezifisch muß dabei entschieden werden, ob nur eine einzige Maßnahme zu setzen ist oder mehrere Möglichkeiten zeitweise kombiniert Anwendung finden sollen. Eine ganz wesentliche allgemeine Voraussetzung für alle Formen erneuter Bewirtschaftung ist die Notwendigkeit der Nährstoffausfuhr, um den ökologischen Charakter der Trockenrasen auch weiterhin zu erhalten. Als Zielvorstellung jeglicher Pflegepläne ist eine möglichst gleichwertige Beachtung von Artenschutz, Erhaltung und Neuschaffung großer Diversitäten und landschaftsästhetischer Wirkung anzustreben. Für alle biotopgestaltenden Maßnahmen gelten als Prinzipien: 1. Erhaltung von Systemen auf einem best. Sukzessionsstadium, 2. eine zeitliche Staffelung von Pflegeeingriffen (WILDERMUTH, 1983). Ideal wäre letztlich die netzartige Verteilung verschieden strukturierter Trockenrasengesellschaften über die Landschaft mit verbindenden Korridoren (KLÖTZLI, 1978); solche Ökosystemkomplexe zeichnen sich durch großen Artenreichtum aus und besitzen Refugialbedeutung für die Zönosen stenöker xero-thermophiler Pflanzen und Tiere mit hohem Naturschutzwert (MAAREL, 1969a, SUKOPP, 1974).

In Verwendung stehen folgende Techniken:

1.) Flämmen 2.) Mahd, Auslichtungsschnitt 3.) Beweidung

6.3.1. Flämmen:

Ein "Feuermanagement" hat für die Landschaftsgestaltung von Trockenrasenbiotopen untergeordnete Bedeutung, wird nur kleinflächig und meist einmalig durchgeführt. Fachkundig und zur richtigen Jahreszeit angewandt, stellt diese Technik eine ökonomisch sehr günstige und effektvolle Pflegemethode dar (SCHIFFER, 1982, WEGENER & KEMPF, 1982). Entscheidend für die Anwendbarkeit in Schutzgebieten ist die Tatsache, daß die Nährstoff- sowie Kohlenstoffbilanz des Bodens unverändert bleibt und gleich hoch ist wie in Flächen mit natürlicher Sukzession. Ein nach dem Brennen vorhandenes, erhöhtes Angebot an anorganischer Substanz (Kalium, Natrium, Phosphat) reguliert sich rasch durch Auswaschung und Windverdriftung (SCHREIBER, 1980). Wesentlich erscheint die Tatsache, daß durch Brandpflege eine Beseitigung der Streu erfolgt, der Verfilzung vorgebeugt wird und der wichtige Nährstoffaustrag erfolgt (BLAB, 1986). Widersprüchlich sind die Aussagen über Auswirkungen auf die Biozönose. Sowohl Förderung als auch schwere Beeinträchtigungen der Artenzahlen wurden festgestellt (CANCELADO & YONKE, 1970, HURST, 1970, KIEL & KELLER, 1977, RIESS, 1980).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

6.3.2. Mahd, Auslichtungsschnitt:

Trockenrasen, die ehemals stets nur einer Bewirtschaftung durch Mahd unterlagen, sollten auch nach jahrelanger Brache wiederum dieser Nutzungsform zugeführt werden. Ist jedoch die Sukzession bereits weit fortgeschritten, so ist Vorsicht gegenüber zu großen Eingriffen in das vorhandene Biotopmosaik aus offenen und stark verbuschten Rasenflächen geboten und unbedingt eine eingehende Untersuchung zur Erstellung eines zeitlich und flächenmäßig angepaßten Schnittplanes nötig. Ebenso muß das Ausmaß des Auslichtungsschnittes von Gebüschen genau kalkuliert werden. Unter bestimmten Voraussetzungen kann in Verbindung mit Herdenbeweidung auch eine einmalige Entkusselung die Sukzession der Rasenflächen in Trockengebüsch und dessen Verdichtung über viele Jahre verzögern. Meist muß diese Maßnahme jedoch regelmäßig und langjährig durchgeführt werden (MAHN, 1986, BARTH, 1987).

Problematisch ist die Mahd aus der Sicht des Naturschutzes in empfindlichen Biozönosen insoferne, als sie zur gleichen Zeit alle oder einen Großteil der assimilationsfähigen Organe beseitigt und somit scharf in die Phänologie eingreift. Letztlich können auf Mähflächen auf Dauer außer Frühjahrs- und Herbstblühern nur Arten existieren, die vor dem Schnitt genügend Reserven für den Wiederaustrieb sammeln konnten oder nach dem Schnitt so rasch hochwachsen, daß Konkurrenten nicht erscheinen können (SPEDDING, 1971, TISCHLER, 1980, KNAUER, 1981).

Der Schnitt größerer Rasenflächen erfolgt in Schutzgebieten zur Schonung der mahdempfindlichen Arten nach einem Flächenplan, üblicherweise einmalig pro Saison im 1-2-jährigen Rythmus. Der Zeitpunkt für eine einschürige Mahd wird in Anpassung an den Abschluß des Vegetationszyklus mit der Samenreifung und der Entwicklung der Evertebratenfauna im Spätsommer oder Herbst angesetzt (BARTH, 1987). Die Einhaltung einer räumlich differenzierten Abfolge des Schnittes ist nötig, da verschiedene Insekten- und Spinnenarten auf Halm- und Krautstrukturen im Herbst und auch noch im zeitigen Frühjahr angewiesen sind (KRÜSI, 1981, WILDERMUTH, 1983). In Hinblick auf den Schutz der Fauna ist es keineswegs gleichgültig, ob eine Magerrasenfläche in sehr unregelmäßigen Intervallen über mehrere Jahre oder regelmäßig 1-2-malig im Jahr gemäht wird, wenn man hierfür blütenbesuchende Insekten als Entscheidungsgrundlage für Pflegepläne heranzieht. Nach Untersuchungen von DEMARMELS (1978) und STEFFNY, KRATOCHWIL & WOLF (1984) weisen etwa Lepidopteren in nur sehr sporadisch gemähten Mesobrometen und Xerobrometen höchste Dichten zwischen 31 - 35 Arten auf. Ihre Zahl sinkt auf einschürig bewirtschafteten Rasen um 1/3 und bei zweimaliger jährlicher Mahd um rund 50 % auf 13 - 17 Arten. Besonders auffällig sinkt dabei die Zahl der stenöken, mono- oder oligophagen Rote-Liste-Arten von 7 auf 0. Ein Schnitt kurz vor oder während der Flugzeit wirkt sich bei ihnen fatal aus, da ihre Plastizität, Ressourcen in anderen Vegetationsbeständen zu nutzen, zu gering ist.

Hummeln wiederum benötigen weniger eine hohe Diversität der Vegetation als vielmehr die Dominanz einzelner weniger gut nützbarer pollen- und nektarreicher Pflanzenarten, von denen jedoch nach der Mahd ein großer Teil für 3 - 4 Wochen ausfällt. Dieser Umstand kann sich somit für Hummelarten mit geringer Nischen-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

breite, wie die auf Trockenrasen häufigen *Bombus lapidarius*, *B. lucorum* und *B. terrestris*, problematisch auswirken.

Die Notwendigkeit einer Einbeziehung von blütenökologischen Untersuchungen sollte daher für die Erstellung von Mahdterminen unbedingt berücksichtigt werden.

Ein regelmäßiger 2-3-maliger Schnitt entspräche keineswegs den Anforderungen des Naturschutzes, er bewirkt auf Dauer eine allzu große Gleichförmigkeit der Vegetation, erfaßt viele Pflanzen vor ihrer Blüte- bzw. Reifezeit und trifft damit auch Blütenbesucher, Frucht- und Samenfresser (TISCHLER, 1980). Die wohl beste Lösung für die Pflege von Xerobrometen durch Mahd liegt in der Einschürigkeit in 2-Jahresabständen, für Mesobrometen wären dagegen einjährige Intervalle vorzusehen (BONESS, 1953, BUCHWALD & ENGELHARDT, 1973).

Von überaus großer Bedeutung für eine naturschutzgemäße Durchführung der Mahd ist der unbedingt nötige Abtransport des Schnittgutes. Zur Beibehaltung des Magerrasen-Charakters soll einerseits jegliche Form der Düngung vermieden werden (POKORNY & STRUDL, 1986), andererseits ist eine Entfernung des organischen Materials nötig, um eine Verfilzung der Rasennarbe zu verhindern (GÖRS, 1974). Ohne diese Maßnahme können sich auf Trockenrasenflächen in wenigen Jahren beachtliche 3 t Detritus/ha ablagern (BÜLOW-OLSEN, 1980). Die Beseitigung des Mähgutes, welches meist in riesigen Mengen anfällt, stellt in Schutzgebieten ein nicht unerhebliches Problem dar, weil es aufgrund des späten Mähzeitpunktes und der minderen Futterqualität in der Landwirtschaft kaum Verwendung finden kann. Eine mögliche, derzeit jedoch noch nicht praxisnah entwickelte Verwertungsmöglichkeit besteht als Mulch- und Kompostmaterial (BFN Darmstadt, 1979/80).

Am Rande sei zum Thema Mahd noch darauf hingewiesen, daß gerade in Naturschutzgebieten - insbesondere wegen der steilen Hanglage vieler Trockenrasen - die Verwendung gebräuchlicher landwirtschaftlicher Geräte wegen des zu hohen Bodendruckes nur sehr eingeschränkt möglich ist. Andererseits ist aber eine händisch durchgeführte Mahd aus zeitlichen und personellen Gründen überaus unrentabel.

6.3.3. Beweidung:

Auf größeren zusammenhängenden Trockenrasenflächen schafft vielfach erst die Mahd mit begleitender Auslichtung der Mantelgebüsche die Voraussetzung zur Wiederbeweidung auf der Nutzungsbasis der extensiven Hut- oder Driftweide. Da die meisten mitteleuropäischen Magerrasen in ihrer Entstehung - oder zumindestens Förderung - auf eine jahrhundertelange Weidehaltung hinweisen, empfiehlt sich daher, die notwendige Pflege unbedingt auch weiterhin durch die gleiche tradtionelle Bewirtschaftung selbst nach langzeitigem Nutzungsausfall. Keinesfalls kann die einmalige jährliche Mahd einer Trockenrasenbrache eine Beweidung auf Dauer ersetzen (HARING, 1980, KIRCHNER, 1980, ZIMMERMANN & WOIKE, 1982). Allerdings überschneiden sich die Aussagen der Literatur hinsichtlich der Vor- und Nachteile beider Pflegetechniken für die Evertebratenfauna. Vergleiche zwischen regelmäßig beweideten und gemähten bzw. brach liegenden Trockenrasen zeigen das sehr deutlich:

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Für extensive Hutweiden im Seewinkel östlich des Neusiedlersees hat MALICKY (1972) 33 Spinnenarten mit relativ geringer Individuendichte nachgewiesen, für unbeweidete Trockenrasen dagegen 55 Arten mit doppelt so hoher Abundanz mit wesentlich größerem Anteil von Arten, welche auf höhere Vegetationsstrukturen angewiesen sind (z.B. Araneidae); als Ursache wird neben der veränderten Diversität im Lebensraum die negative Beeinflussung der Phänologie durch das Weidevieh (Rinder) angegeben. Gleichlautende Aussagen macht auch VAN HOOK (1971) über das Auftreten netzbauender Spinnen auf Weideflächen. Je extensiver die Beweidung durchgeführt wurde, desto stärker entwickelte sich die Population der seltenen Zebraspinne, *Agriope bruenichi* (Araneidae).

Unbeweidete Xero- und Mesobrometen enthalten eine große Vielfalt von Lepidopteren (BOYD, 1960, REICHHOLF, 1973), eine artenreiche Halticinen-Fauna (Chrysomelidae) und eine auffallend hohe Artenzahl von Ameisen (MALICKY, 1968); Samenfresser sind besonders häufig (TISCHLER, 1980).

Auf beweideten Trockenrasen ändert sich durch Kotproduktion, Selektion der Pflanzenarten, Raumpotential, Bodenverdichtung und extremeres Mikroklima die Zusammensetzung der Kleintierfauna ganz entscheidend. Neben der starken Dominanz der koprobionten mittel- oder unmittelbaren Weidefolger fällt die Förderung vieler phytophager Insekten auf. So weisen Zikaden und Heuschrecken, die bevorzugt an jungen, austreibenden Pflanzenteilen fressen, besonders hohe Arten- und Individuenabundanzen auf. Gleichfalls nimmt die Heuschrecken-population auch durch erosionsbedingte Kahlstellen zu, wodurch günstige Plätze zur Eiablage entstehen (ZWÖLFER, 1978). Günstig wirken sich vegetationsfreie Stellen auch auf die Artenvielfalt solitärer Hymenopteren (Bienen, Grabwespen, Wegwespen) aus, weil Bauten hier leicht angelegt werden können. Allgemein ist die Zunahme der wärme- und trockenheitsverträglichen Formen besonders auffällig (MALICKY, 1968, MORRIS, 1969, TISCHLER, 1980). Die Bodenfauna weist durch die Verdichtung der Grasnarbe und obersten Bodenschicht jedoch eine deutliche Reduzierung der Gruppen-, Arten- und Individuenzahlen auf, wie durch MALICKY (1968) für Milben, Collembolen, Myriapoden und Asseln festgestellt wurde; das Fehlen von Vertretern der beiden letztgenannten Gruppen (*Chromatojulus*- und *Porcellio*-Arten) kann auch auf das weitgehende Fehlen einer Streuauflage und die dadurch geringere Oberflächenfeuchtigkeit des Bodens zurückzuführen sein.

Bei einer Zunahme der Nutzungsintensität reduziert sich die Artenvielfalt deutlich, auch wenn manche Insektenordnungen oder -familien über relativ lange Zeit hohe Abundanz und Konstanz aufweisen. Deutlich belegen das die Untersuchungen durch DESENDER et al. (1984) auf stark und ständig beweideten Flächen in Belgien, ehemaligen Mesobrometen, deren Bodenoberflächen-Fauna zwar noch aus 7 Collembolenarten, 43 Carabiden- und 36 Staphylinidenarten bestand, hingegen kaum andere Vertreter enthielt.

In jeglicher Form stellt die Beweidung somit zweifellos eine besonders nachhaltige Nutzungsform der Landschaft durch Landschaftsbildung und -erhaltung dar. Der Beweidungsdruck beeinflußt durch Verbiß, Tritt und Düngung den ökologischen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gesamthaushalt, er fördert oder unterdrückt die rasch veränderliche Begleitfauna und im besonderen Maß die Phytozönosen in typischer Zusammensetzung der Lebensformen und im Ablauf der Phänologie (MORRIS, 1968, 1969, STÜSSI, 1970). Bedeutsam ist die bereits erwähnte Veränderung des Mikroklimas. Als Mittelwert wurden in der obersten Bodenschicht von Weiden um 2°C höhere Temperaturen gemessen als auf Mähwiesen, wodurch die gesteigerte mikrobielle Enzymaktivität zu einem raschen Umsatz der organischen Substanz führt. Entsprechend beträgt diese in Weideböden nur 50% von jener gemähter Flächen (GURSCHLER, 1978a, CERNUSCA & NACHUZRISVILI, 1983).

Der Weidegang begünstigt die Bildung recht stabiler, niederwüchsiger und gräserreicher Pflanzengesellschaften sowie die Vermehrung spezifischer, weideresistenter Arten. Die Dominanzen von Gräsern und Schmetterlingsblütlern verschieben sich beim Vergleich unbeweideter und beweideter (halbextensive Rinderhaltung) Trockenrasen ganz besonders auffällig. So stellen die ersten auf unbeweideten Flächen 28 % der gesamten Phytomasse dar, auf Weiden hingegen 69 %. Gleichzeitig steigt das Mengenverhältnis der Leguminosen von 7 % auf 20 %, während die Artenvielfalt der restlichen Vegetation von 65 % auf 11 % Phytomasseanteil sinkt. (BASKAY-TOTH, 1966). Im Gegensatz zur Mahd werden durch die Weidenutzung nicht alle Pflanzen gleichzeitig vollkommen entblättert, bodenblattreiche Lebensformen können während der ganzen Vegetationsperiode assimilieren. Untergräser, Halbrosetten- und Rosettenpflanzen weisen entweder Zwergwuchs oder ein hohes Regenerationsvermögen auf, Frühjahrsblüher sowie dornige, stachelige, aromatisch oder bitter schmeckende und giftige Arten erfahren eine positive Selektion (z.B. HARING, 1980, KNAUER, 1981, CERNUSCA & NACHUZRISVILI, 1983). Die durch den Tritt ausgelöste physikalische Wirkung hat direkten Einfluß auf die Schädigung des Sprosses, u.U. Beschädigung der Wurzeln mit einer nachfolgenden Reaktion der Pflanze und nimmt dadurch auch indirekt Einfluß auf die Änderung des Deckungsgrades mit der Verschiebung im Artenspektrum (OBERGFÖLL et al., 1984). Bedeutsam ist auch die Wirkung des Trittes auf die Samenverbreitung, indem für bestimmte Arten ein Keimbett geschaffen wird, während andere in die Tiefe gedrückt werden und nicht mehr keimfähig sind (KLAPP, 1954, KNAUER, 1981).

Rinder und Schafe als Weidevieh, mit den besten Einsatzmöglichkeiten in der Landschaftspflege, weisen eine sehr spezifische Weidecharakteristik und damit auch arteigene Einflußnahme auf die Entwicklung der Weideflächen auf.

RINDER rupfen die Pflanzen mit der Zunge, die Vegetationsdecke bleibt dadurch höher, Gräser und Kleearten werden besonders begünstigt. Die Kot- und Urinproduktion erfolgt in beachtlicher Menge – nach BRAUNS (1968) gibt eine Kuh pro Tag 25 kg Exkremente ab – wodurch große Anteile von N, S und K in den Boden gelangen und Geilstellen mit einer bodenuntypischen, nitrophilen Vegetation nach sich ziehen. Die Verfestigung der Grasnarbe und des Oberbodens ist bei extensiver Weidenutzung unbedenklich, soferne in Naturschutzgebieten keine Trockenrasenbereiche mit stärkerer Hangneigung beweidet werden. Rinder halten sich – anders als Schafe – im lockeren Verband auf und die Trittbelastung des Unter-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

grundes verteilt sich auf einer größeren Fläche (SPEEDING, 1971). Einen besonders starken Einfluß übt die Rinderbeweidung auf die Ausbildung einer überaus artenreichen, typischen Koprophagenfauna aus (vgl. Tab. 7; PETROVITZ, 1956, BORNEMISSZA, 1960, HEMPEL et al., 1971, KOSKELA & HANSKI, 1977). Insgesamt ergibt sich daraus eine hohe produktionsbiologische Bedeutung, da ein erwachsenes Rind im Laufe einer Weidesaison bis zum 19-fachen des Körpergewichtes als Dung absetzt, in dem sich eine Insektenfauna entwickelt, welche gewichtsmäßig 1/5 des Rindes erreicht (LAURENCE, 1954). Diese unter optimalen Weidebedingungen ermittelten Werte liegen auch für Trockenweiden vermutlich nur um weniges niedriger.

Die Beweidung von Trockenrasen durch Rinder ist für Zwecke des Naturschutzes und der Langschaftspflege jedoch aus verschiedenen Gründen schwer praktizierbar: 1. die mindere Futterqualität entspricht nicht den derzeitigen Anforderungen an rasche Fleisch- und Milchleistung, durch den nötigen Zusatz von Kunstfutter würde die Viehaltung stark verteuert. 2. Rinderrassen, wie sie noch vor wenigen Jahrzehnten in den kontinental geprägten Trockengebieten überall in z.T. vielhundertköpfigen Herden gehalten wurden, existieren heute als Herdenvieh nicht mehr sondern u.U. nur noch lokal, vereinzelt und in Stallhaltung. Somit ergibt sich die groteske Situation, daß die letzten Steppenrasen um die Lange Lacke im burgenländischen Seewinkel, ein ostösterreichisches Rudiment der einst unermesslichen pannonischen Puszta-Landschaft, nicht mehr mit dem ehemals bodenständigen "Ödenburger Blondvieh" sondern durch schottische Hochlandrinder bewirtschaftet wird! (vgl. FESTETICS, 1970).

3. Bereits die wirtschaftlichen und infrastrukturellen Voraussetzungen zur Haltung von Rindern in einer Herdengröße, welche eine effektive Landschaftspflege garantiert, ist privaterseits kaum gegeben. Kostendeckende Subventionen aus öffentlichen Mitteln können nicht garantiert werden.

SCHAFE treffen eine wesentlich schärfere Auslese als Rinder und selektieren die schmackhaften Pflanzen rasch aus der Grasnarbe (ARCHER, 1971). Die Vegetation wird vorwiegend mit den Lippen gerupft, wodurch die Bestandeshöhe wesentlich niedriger bleibt und auf regelmäßig überweideten Rasen oft nur mehr 2 cm beträgt (CERNUSCA & NACHUZRISVILI, 1983). Zahlreiche Pflanzenarten vertragen zudem den tiefen Verbiß während der Wachstumsperiode nicht, wodurch ihr Habitus typische Kümmererscheinungen aufweist. In besonders starkem Maß fördert die Schafbeweidung die offenen Gesellschaften der Kleinseggenwiesen (bis zu 91 % Mittel- und Untergräser), in denen Obergräser nicht mehr konkurrenzfähig sind (AREN, 1976). Bei Intensivhaltung – insbesondere auf Stand- oder Umtriebskoppeln – sinkt die Artenzahl der Vegetationsdecke sehr rasch ab und erschöpft sich, während die spezifischen Weidezeiger vordringen und die Weidefläche bald dominierend besetzen. Meist besteht die Vegetation nur mehr aus 3 – 5 Arten, welche über 80 % der Phytomasse umfassen. Andererseits berichtet DOLDERER (1952) von einer sehr artenreichen Vegetationsdecke auf Schafweiden der Schwäbischen Alb. Jeder Nutzungsform der Schafweide entspricht eine beständige Vergesellschaftung von Weideunkräutern, allen voran der Schafschwingel, *Festuca ovina.*

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Auf Trockenweiden manifestiert sich das über lange Zeiträume entstandene Weidekuschelgelände in der Ausbildung von Dornbüschen, wie sie bereits an früherer Stelle genannt wurden. Ständige Überweidung erschöpft sogar auf extensiven Weideflächen die bevorzugten Futterpflanzen, während sich die verschmähten Arten rasch ausbreiten. Langfristig mit Schafen bewirtschaftete Kalkmagerrasen im süddeutschen Raum werden nur noch von dornigen oder stacheligen Weidefolgern wie Disteln (*Carduus*, *Cirsium*), Brombeere, Heckenrose und Schlehen, sowie von Arten mit bitterem Geschmack (*Artemisia*, *Euphorbia*, *Hypericum*) dominiert (DOLDERER, 1952). Deutliche Hinweise auf Beweidung durch Schafe (oder Ziegen) geben daneben auch Arten der typischen kurzgrasigen Kalktrockenrasen, wie *Fragaria viridis*, *Viola hirta* oder *Origanum vulgare*, die nach REICHHOFF & BÖHNERT (1978) markanten Zeigerwert für unbeweidete Halbtrockenrasen besitzen und daher in regelmäßig oder zumindest gelegentlich genutzten Triftweiden ganz oder weitgehend fehlen (LOHMEYER, 1953, KLIKA, 1954, KNAUER, 1981).

Auffällig an (intensiv) mit Schafen beweideten Rasen ist das weitgehende Fehlen der hochwüchsigen, lichtliebenden Rasenorchideen. Diese werden zwar von den Schafen kaum gefressen, jedoch durch den stets in dichter Kette weidenden Viehbestand leicht zertreten, sobald die zarten Blütenschäfte emporsprießen. Beispielsweise wurden die orchideenreichsten Halbtrockenrasen Nordwestdeutschlands, die Ithwiesen bei Kopenbrügge, niemals als Weiden benützt, sondern immer nur der Mahd unterzogen (ELLENBERG, 1978). Die Trittbelastung der Grasnarbe erfolgt in charakteristischer Weise. Schafe weiden im dichten Herdenverband und wirken wie eine "Trippelwalze", die den Boden teilweise verfestigen kann und die Strukturmosaike des Biotopes nivelliert (SCHRÖDER et al., 1981). Bei intensiver Beweidung werden die Bodenporen zusammengepreßt, wodurch es zur deutlichen Abnahme der Bodenfauna – Nematoden, Milben, Collembolen – kommen kann (RADEMSCHER, 1953, WILCKE, 1963). In Trockengebieten wirkt sich auf Steilhängen sogar eine sehr extensive Herdenführung durch Auslichtung der empfindlichen und ohnedies nicht geschlossenen Vegetationsdecke mit der Gefahr der folgenden Bodenerosion nachteilig aus (WALTER, 1979, TISCHLER, 1980, OBERGFÖLL et al., 1984). Über negative Auswirkungen durch die Kot- und Urinabgabe gibt es bei Schafen keine Untersuchungen. Die Verteilung des Dunges erfolgt anders als bei Rindern. Der Kot ist vergleichsweise sehr wasserarm und wird nur langsam durch die Koprophagen-Fauna abgebaut. Nitrophile Vegetation, wie Brennessel oder Sauerampfer, tritt nur bei Überbesatz oder Standweiden auf (RADEMACHER, 1953). Positiv wirkt sich die Freilandhaltung von Schafen jedenfalls auf die z.T. spezialisierte koprophage Coleopterenzönose aus, die gerade im pannonischen Randgebiet Österreichs zahlreiche wärmeliebende Arten östlicher oder südlicher Herkunft enthält (vgl. Tab. 7). Die produktionsökologische Rolle der dungbewohnenden Scarabaeiden ist bedeutsam, da in einer Weidesaison bis zu 216 g Kot (Trockengewicht) pro m^2 durch sie in den Boden eingearbeitet werden (BREYMEYER, 1974).

Neben aller Problematik, welche bei unsachgemäßer Durchführung gerade durch die Schafbeweidung auftreten kann, soll auch unbedingt auf ihre Vorteile und Verdienste in der Landschaftspflege hingewiesen werden.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Schafen kommt als Landschaftserhaltern eine wiederum steigende Rolle zu: Immerhin werden in der BRD seit 1976 etwa 50 % der Grünlandbrachen (174.000 ha) auf diese kostengünstige Weise bewirtschaftet. Beispielsweise garantieren nur die Heidschnucken für die Stabilität der typischen Landschaft in der Lüneburger Heide, indem ihr Verbiss die *Calluna*-Bodendecke kurz hält und so den Honigertrag fördert (MÜHLHAN, 1932, LUX, 1979). Auch in Österreich steigen die Kopfzahlen wieder an. Insbesondere in den Alpengebieten trägt die umsichtige Nutzung freier Rinderalmen und unbewirtschafteter Wiesenflächen zur erwünschten Festigung des Bodens bei (HARING, 1980), während auf brachfallenden Bergweiden die Erosionsgefahr durch abrutschende Schneemassen deutlich ansteigt (ELLENBERG, 1978). Gleichermaßen gewinnt auch im pannonischen Klimabereich das Schaf als traditioneller Erhalter der Trockenrasen-Hutweiden wieder an Bedeutung, zugleich wächst das Bestreben, ursprüngliche Rassen – etwa als Genpool – zu erhalten und zu fördern (z.B. das ungarische Zackelschaf) (DUNKA, 1984). Auf steilen Hanglagen können erhaltungswürdige Pflanzengesellschaften keinesfalls durch kontrolllierte Brennmethoden – wie sie von RIESS (1980) befürwortet werden – gepflegt werden, weil ständige Hangaufwinde Brandflächen unkontrollierbar vergrößern können und bei dünner Bodendecke auch die Bodenfauna geschädigt würde. Gleichfalls ungeeignet ist auch die Mahd mit herkömmlichen landwirtschaftliche Geräten, welche einen zu großen Bodendruck ausüben und damit das Porengefüge völlig zerstören. Auf die Notwendigkeit, das Mähgut abzutransportieren, wurde bereits verwiesen. Gerade in der Revitalisierung lange vernachlässigter Hutungsflächen liegt die Bedeutung der Schafbeweidung. Sie trägt entscheidend dazu bei, die starke Ansammlung von Blattstreu zu verringern und der Phytozönose dadurch Nährstoffe zu entziehen um den Magerrasen-Charakter wieder herzustellen. Durch den Verbiß der Mittel- und Obergräser gelangt der feuchte Detritus an die Oberfläche der Grasnarbe, trocknet aus und wird später allmählich vom Wind verweht. Ein Teil gelangt durch den Tritt in die oberste Bodenschicht und wird dort gemeinsam mit dem Kot der Weidetiere in Humus überführt (CZERWINSKI et al., 1974). Die Reduzierung der Förna kann auf diese Weise beachtliche Mengen bis zu 4 t/ha betragen, die vollständige Humifizierung benötigt aber auf extensiv genützten Weiden mindestens drei Jahre (BÜLOW-OLSEN, 1980). In ungefähr diesem Zeitraum erfolgt auch die erste Wiederbesiedlung durch verschiedene licht-,wärme- und trockenheitsbedürftige Pflanzen- und Tierarten, z.B. *Campanula sibirica*, *Echinops ritro*, *Erysimum odoratum* bzw. Ziesel, Feldlerche, *Eresus niger* (Eresidae, Araneae) oder *Calathus fuscipes* (Carabidae, Coleoptera), wie das auf dem Hundsheimer Berg feststellbar ist. Ein sehr extensiver Weidegang birgt allerdings auch die Gefahr, daß in den Boden eingetretene Blattstreu ein Keimbett für Baum- und Straucharten darstellt (ELLENBERG, 1978) und sich die Verhältnisse dadurch eher verschlechtern können, wodurch die Sukzession umso rascher abläuft.

Schafe sind an sich in ihrer Futterwahl genügsame Rauhfutterfresser, sie eignen sich bei richtiger Herdenführung – vorzugsweise vorübergehender Koppelung – ideal zum Verbiß dorniger oder stark wuchernder Mantelgebüsche (Heckenrose, Schlehe, Weißdorn, Liguster), welche sie bis über 1 m Höhe abweiden, verbeißen oder

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

schälen. Allerdings eignen sich im Futter anspruchsvolle Hochleistungsrassen für diesen Zweck nicht (BFM, 1979/80).

Die bisherigen Ausführungen weisen deutlich auf die Gefahren wie auch positiven Auswirkungen der Schafhaltung hin. Voraussetzung für den Einsatz von Schafen ist eine eingehende Eignungsprüfung des Lebensraumes, die Vermeidung der Störung empfindlicher Ökosysteme (primäre Trockenrasen), vorrangige freie Herdenführung bei extensivem, jahreszeitlich limitierten Weidegang und die Betreuung durch einen in den Grundprinzipien des Biotopschutzes geschulten Schäfer. Unter solchen Voraussetzungen kann der Stellenwert dieser Form der Landschaftspflege außerordentlich höher als bei allen anderen Management-Maßnahmen sein.

ZIEGEN spielen im Rahmen von Landschaftsschutzprojekten nur eine untergeordnete Rolle, obwohl verschiedentlich – namentlich in der BRD – Landschaftschutz mittels Ziegenherden erfolgreich durchgeführt wurde (GLAVAC, 1983).

Ziegen gelten als besonders wählerisch in der Auswahl ihrer Nahrung, sie üben eine noch stärkere Selektion auf die Vegetation aus als Schafe. Da sie zur Futteraufnahme nur die Zähne gebrauchen und sommit die Grasnarbe bis unmittelbar zur Bodenoberfläche abweiden können, bedeutet ihr gehäuftes Auftreten bei unsachgemäßer Weideführung stets eine akute Gefahr für schützenswerte Pflanzenarten, u.U. auch für die gesamte Vegetationsdecke und somit eine direkte Vorbereitung der Erosion. Die enormen Erosionsflächen im Mittelmeer- und nordafrikanischen Raum beweisen das Ausmaß der Überbeweidung von Trockengebieten mit Ziegen überdeutlich (SCHEIERMANN et al., 1980). Ziegen fressen – gemessen an Schafen – größere Quantitäten, sie sind über die Hälfte der Zeit ihres Weideaufenthaltes mit der Nahrungsaufnahme beschäftigt. Allerdings sind sie die einzigen Weidetiere, welche auch Wacholder fressen (die pilzartigen Wuchsformen alter Wacholderexemplare in Wacholderheiden weisen auf ehemalige Ziegenbeweidung hin, welcher von Schafen aufgrund seines scharfen Geschmackes verschmäht wird (MATTERN et al., 1979). Nicht zuletzt ist auch die Führung eines größeren Ziegenverbandes im dicht verbuschten Gelände problematisch und bedarf der Erfahrung des Hirten (KLAPP, 1854, SWAIN, 1982). Die Bedeutung von Ziegen liegt wohl im vorwiegenden Einsatz bei der Entkusselung verbuschter Rasen (WILKE & KIELWEIN, 1983).

Ideal für die Anwendung der Beweidung im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen ist die GEMISCHTE HERDE aus Rindern und Schafen (ev. Rindern und Pferden), soferne der Besatz niedrig bleibt. Diese alte Weidetechnik ermöglicht eine vielfältige Nutzung der Vegetation, Geilstelllen, die über dem jeweiligen Dung wachsen, werden gegenseitig beweidet, Weideunkräuter wachsen langsamer (HARING, 1980, TISCHLER, 1980). DICKSON et al. (1981) haben beispielsweise Kombinationen für einen idealen Pflege-Nutzungseffekt von Weideflächen erstellt: 10 Kühe, 0 Schafe oder 7 Kühe, 5 Schafe oder 5 Kühe, 10 Schafe auf einer Weidefläche von 1 ha.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Diese Werte beziehen sich allerdings auf intensiv bewirtschaftetes Grasland mit dominierenden *Lolium perenne* – Beständen. Mit abgeänderter Stückzahl hätte die Mischbeweidung aber auch auf Hutweiden mit geringem Futterangebot mehr als nur Modellcharakter.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

7. PRAKTISCHE DURCHFÜHRUNG EINES PFLEGEPROGRAMMES FÜR TROCKENRASEN

7.1. Entwicklung der Pflegemaßnahmen:

Als Beispiel möge das Naturschutzgebiet auf dem Hundsheimer Berg dienen, wo eine über 166 ha große Fläche verschiedenster Felsflur-, Trockenrasen-, Gebüsch- und Waldsaumgesellschaften im Rahmen eines Langzeitprojektes wissenschaftlich und durch praktische Maßnahmen betreut wird.

Das wissenschaftliche Begleitprojekt wurde 1978 begonnen und befaßte sich mehrjährig mit ökologischer Grundlagenforschung, wie Messungen des Mikroklimas und biozönotischen Untersuchungen mit Bestandesaufnahmen des pflanzlichen und tierischen Arteninventares. Gleichzeitige syn- und demökologische Untersuchungen sollen nach ihrem Abschluß dazu beitragen, einzelne Trockenrasenzönosen in ihrer produktionsbiologischen Funktion hinsichtlich des Stoff- und Energieumsatzes erstmalig zu analysieren und die sukzessionsbedingten Veränderungen in der Vielfalt ihrer quantitativen und qualitativen Zusammenhänge umfassend zu bestimmen (vgl. auch S 27).

Solche Kausalanalysen stellen die Basis dar, auf der pratkische Maßnahmen ansetzen können, sie erarbeiten die Richtlinien für einen effektiven und dennoch naturschutzgerechten Pflegeplan nach einer festgelegten Flächen-Zeit-Abfolge.

Im konkreten Fall wurden fünf Jahre nach dem Beginn der wissenschaftlichen Grundlagen-Erhebungen die ersten Biotopschutz-Maßnahmen mit vorerst 20 Schafen in Angriff genommen. Die Herde sollte vorrangig im Bereich des über 20 Jahre lang entstandenen Weidekuschelgeländes eingesetzt werden (vgl. Tab. 5, Abb. 14) um den Verlauf der Sukzessionen aufzuhalten und bereits degradierte Trockenrasen nach Möglichkeit wieder zu revitalisieren. Die Größe der direkt zu beweidenden Fläche beträgt mit max. 90 ha etwa 54 % des Naturschutzgebietes, wovon zu Beginn der Beweidung nur 1/3 direkt dafür zur Verfügung stand. Die Restfläche war (und bleibt das wohl teilweise für noch viele weitere Jahre) dicht mit Gebüschinseln, vorwiegend aus *Crataegus* gebildet, bedeckt. Bei den in Verwendung stehenden Schafen handelt es sich um Tiroler Bergschafe, welche ähnlich den in der Herdenführung allerdings schwierigeren Karakulschafen in der Wahl der Futterpflanzen nicht wählerisch sind und nach Eingewöhnung auch gerne (!) Dornsträucher als Futterquelle annehmen. Insbesondere dieser Umstand sowie die insgesamt geringe Futterqualität von Magerrasen-Weiden waren die Hauptgründe für den Beginn der erneuten Schafbeweidung, die ja bis zum Ende des 19. Jhts. eine vielhundertjährige Tradition hatte. Hochleistungsrassen, insbesondere Milchschafe, sind für den Einsatz im wasserarmen, sommertrockenen pannonischen Raum keinesfalls geeignet. Ein Versuch, das ehemals bodenständige "Pressburger Bergschaf" wieder einzubürgern scheiterte, da diese Rasse auch in den angrenzenden Teilen Ungarns und der CSSR offensichtlich ausgestorben ist.

Die praktischen Erfahrungen hinsichtlich der Herdenführung (Freihütung bzw. Koppelhaltung), Futterwahl, des täglichen Futterbedarfes und der naturschutzgerechten

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

jährlich möglichen Beweidungsdauer mußten selbst erarbeitet werden – weder Naturschutzbehörde, Fachliteratur noch die ortsansässige Bevölkerung konnten hierin Hilfestellung leisten. Die vordringliche Notwendigkeit zur Einhaltung der Naturschutzauflagen erschwerte dabei die Suche nach einer insgesamt befriedigenden Korrelation zwischen Flächengröße, Individuenzahl der Schafe und Wirtschaftlichkeit eines Schäfereibetriebes. Die Besatzzahlen einer Weidefläche hängen entscheidend vom Futterangebot ab, welches auf ständig und intensiv genützten feuchteren Schafweiden zwischen 660 – 720 g Phytomassen-Trockengewicht/m² und Saison beträgt (DICKSON, FRAME & ARNOT, 1981). Für trockene Schafweiden wurden 420 – 670 g ermittelt (CERNUSCA & NACHUZRISVILI, 1983, CORBETT & PICKERING, 1983). Trockenrasen, wie sie im Naturschutzgebiet in vielfältiger Form und Verflechtung der einzelnen Gesellschaften auftreten, zusätzlich noch stark verkuscheltes Gelände, produzieren eine artlich und saisonell recht variable Phytomassen zwischen 140 g (Federgrasflur, dominant *Stipa capillata*), 220 g (intakter sekundärer Trockenrasen, dominant *Melica ciliata*) und 370 g Phytomassen-Trockengewicht/m² und Vegetationsperiode (stark verbuschter Trockenrasen, dominant *Festuca ovina*) (WAITZBAUER in litt.).

Unterschiedlich gestalten sich somit auch die mögliche Herdendichte und die tägliche Futteraufnahme. Nach den Untersuchungen der DLG (1969) und von PARSONS et al. (1983) können auf stark genützten Weideflächen bis zu 47 Schafe pro ha weiden, wovon jedes Tier knapp über 1 kg Futter (Trockengewicht) pro Tag aufnimmt, während auf extensiven Weiderasen nur max. 24 Tiere pro ha gehalten werden können. Bei den letzteren steigt der tägliche Nahrungsbedarf wegen des geringeren Nährwertes auf 1.6 kg Trockengewicht (entspricht 9 kg Grünfutter) pro Tag. SIMON (1982) konnte in diesem Zusammenhang feststellen, daß die tägliche Nahrungsaufnahme von Schafen sehr vom Rohprotein- und Cellulosegehalt abhängig ist und auf Mesobrometen zwischen 1 – 1.7 kg Futter-Trockengewicht/Tag und Tier beträgt. Ausschlaggebend ist, daß rohfaserarmes, saftiges und schmackhaftes Futter zu höherer Nahrungsaufnahme führt als rohfaserreiches, trockenes, welches ein rascheres Sättigungsgefühl hervorruft. Unter günstigsten Weidebedingungen (gedüngte Mähwiese) reichen bei intensiver Haltung mit Umtriebskoppeln 60 – 100 m² für ein Mutterschaf mit Lamm als Weidefläche (!), das entspricht bei einer 5-Tage-Koppelhaltung 100 – 150 Mutterschafen mit 150 – 220 Lämmern pro ha (DGL, 1969). Bei sommertrockenen Weiden liegen die Besatzzahlen hingegen nur bei 8 – 9 Schafen pro ha (CORBETT & PICKERING, 1983), bei freier Hütehaltung auf Habtrockenrasen und Heideflächen, welche keineswegs eine so intensive Weidenutzung zulassen, sinkt der optimal mögliche Tierbesatz auch auf 1 Tier pro 2 ha Weideland (PAFFEN, 1940).

Im genannten Naturschutzgebiet wurde die Biotopkapazität mit 2 Muttertieren pro ha Trockenrasen bei freiem Weidegang bemessen. Im Frühjahr ist diese Fläche voll ausreichend. Steigt jedoch der Rohfaseranteil der Futtergräser mit dem Sommer stark an, so müssen vor allem stark verbuschte Bereiche eingehend beweidet werden, da deren verwertbarer Phytomasse-Anteil ständig viel höher liegt als jener der offenen, im Sommer sehr trockenen Rasenflächen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gegenwärtig umfaßt die Herde etwa 150 Mutterschafe und soll innerhalb der nächsten Jahre verdoppelt werden. Die Endzahl entspricht der insgesamt in den Naturschutzgebieten auf dem Hundsheimer- und Spitzerberg verfügbaren Weidefläche von 120 - 160 ha. Wesentlich ist aus Naturschutzgründen die Einhaltung einer Weideruhe in den Wintermonaten, weshalb der Austrieb mit November endet und erst wieder ab frühestens Ende März erneut einsetzt. Diesbezügliche Untersuchungen durch NEWTON & JACKSON (1985) beweisen zwar die positiven Auswirkungen der Winterbeweidung in Rotationskoppelhaltung auf die im Frühjahr rascher ansteigende Nettoprimärproduktion, allerdings wurden sie auf ständig genützten Weideflächen ohne jeglichen Naturschutzwert durchgeführt.

Umfangreiche finanzielle und wirtschaftliche Unterstützung durch den Bau eines großen und modernen Stallgebäudes am Rand des Naturschutzgebietes, die Bereitstellung von Maschinen und Gerätschaften sowie von Zusatz- und Winterfuttermitteln durch die NÖ. Landesregierung und den World Wildlife Fund sichern den Aufbau der Herde bis zum maximal möglichen Umfang. Mit steigender Vergrößerung der Herde wächst gleichzeitig auch das wirtschaftliche Potential der betreuenden Schäferfamilie, die sich nach dem Erlöschen des finanziellen Förderungsbeitrages durch den Vertrieb von Wollprodukten und Schaffleisch selbständig erhalten kann. Langzeitige Verträge und eine laufende wissenschaftliche Betreuung bürgen sowohl für die Effizienz der Pflegemaßnahmen als auch die Einhaltung der Naturschutzauflagen.

7.2. Auswirkungen der Pflegemaßnahmen:

Die nunmehr 5-jährige Betreuung des Hundsheimer Berges durch Beweidung und zeitweilige Schwendung von Gehölzflächen ermöglicht bereits konkrete Aussagen über den Eingriff der Pflegemaßnahmen in den langzeitig ungestörten Sukzessionsverlauf auf den Trockenrasen.

7.2.1. Beweidung:

Die Durchführung erfolgt sowohl mittels Koppelhaltung als auch Hütehaltung. Im ersten Fall werden dicht mit Gebüsch bedeckte, kleinflächige Rasenparzellen durch saisonell ein- bis zweimalige Koppelung über 24 Stunden sehr effektiv behandelt, während die Hütehaltung im weiten Gehüt auf großer Fläche unter Beaufsichtigung erfolgt. Nach Möglichkeit werden beide Weidetechniken abwechselnd angewendet. Gebüsche werden vor allem durch die Koppelhaltung auffällig stark bis über 1 m Höhe verbissen (besonders *Crataegus* und *Cornus sanguinea*), bei Heckenrosen wird häufig die Rinde geschält. An (Dorn)sträuchern bis zu 1 1/2 m Höhe ist der Verbiss so stark, daß nach dem Abschluß der Koppelung oft nur mehr der Stamm erhalten bleibt, von höheren Sträuchern werden nur Zweigenden und dünne Äste bis über 1 cm Durchmesser gefressen. Während manche Sträucher nicht oder kaum beäst werden (Wolliger Schneeball, Hartriegel), ist die Bevorzugung etwa von Pfaffenkäppchen und Esche bewonders auffällig. Solcherart "vorbereitete" Gehölzgruppen oder Einzelsträucher können durch nachfolgende Schwendung einfach ausgelichtet oder entfernt werden.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Eine nicht minder auffällige Auswirkung zeigt die Weidetätigkeit auch auf die krautige Vegetation. Bis zum Ende der 5-jährigen Beobachtungszeit konnten zwar keine Veränderungen in der Zusammensetzung der Gräsergesellschaften oder eine Zunahme der Rosettenpflanzen festgestellt werden, wie sie für regelmäßig genützte Weiden typisch ist (HARING, 1980), wohl aber setzt eine besonders auffällige, zunehmende Förderung verschiedener, nur wenig beweideter Distelarten ein. In den letzten Jahren ist die Arealausweitung der Kugeldistel *Echinops ritro* besonders deutlich geworden, und vor allem *Carduus nutans* beherrscht im Frühsommer großflächig weite Teile der Trockenrasen. Die Verbreitung der Samen erfolgt vielfach durch den Transport im Schaffell, ähnlich den Samen des Schotendotters, *Erysimum odoratum* oder der Federnelke, *Dianthus lumnitzeri*, welche seit Beweidungsbeginn lokal gleichfalls deutlich zugenommen haben.

Auf intensiv genützten Weideflächen als Weideunkräuter unbeliebt, ist die Vermehrung solcher Arten in Naturschutzgebieten jedoch sehr begrüßenswert. Sie gelten z.T. als floristische Kostbarkeiten (z.B. *Echinops ritro*, *Dianthus lumnitzeri*) oder als Lebensbasis einer vielfältigen Insektenfauna (bes. *Carduus nutans*). Zudem verwandelt ihre außergewöhnliche Blütenfüllle das Naturschutzgebiet zwischen Mai und August in eine farbenfrohe Blumenwiese.

Im Zuge der Beweidung verändert sich wohl auch die Fauna der Trockenrasen, wie sie bereits auf S. 27 ff und 29 ff allgemein angesprocnen wurde. Der Wechsel in der Arten- und Individuendichte von Insekten durch Veränderungen des Mikroklimas, des Raumpotentiales, der örtlichen Vegetationszusammensetzung und der Ressourcen erfolgt bei Arthropoden relativ unauffällig und wird z.Z. noch durch mehrere wissenschaftliche Untersuchungen dokumentiert. In der Vertebratenfauna lassen sich jedoch schon direkte oder indirekte Änderungen feststellen, die eindeutig auf den Beweidungseffekt zurückführbar sind, wenn sie auch noch nicht quantifiziert werden können. So wandert auf allen beweideten Flächen das Ziesel wieder verstärkt ein, Distelfinken besiedeln in Vielzahl die großen Distelbestände, Wiedehopf und Bienenfresser zählen zu den zwar nicht häufigen, jedoch regelmäßigen Besuchern der Schafweiden. Auch scheint es, daß die Smaragdeidechse ihr Areal von den warm exponierten Waldsäumen auf die entkusselten und wiederum beweideten Rasen ausdehnt.

7.2.2. Auslichtungsschnitt:

Seit drei Jahren werden gekennzeichnete Gehölzflächen während der Wintermonate ausgelichtet oder gänzlich entfernt; z.T. sind diese bereits durch Beweidung vorbereitet und damit leichter zugänglich. Keinesfalls besteht aber die Absicht, die ausgedehnt verbuschten Trockenrasenbereiche völlig zu entholzen als vielmehr die Notwendigkeit, die großflächige Verbreitung und Verdichtung von Dornsträuchern (*Crataegus*, *Rosa canina*) zu unterbinden. Da etwa der Weißdorn bis 2 m Höhe ein besonders starkes Wachstum aufweist, werden die Größenklassen zwischen 1 – 2 m

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 16: Durch Schwendung von Trockengehölzen eingeleitete Sanierung ehemals artenreicher Trockenrasen im 2. Jahr nach der Auslichtung (vgl. Abb. 13, 14)

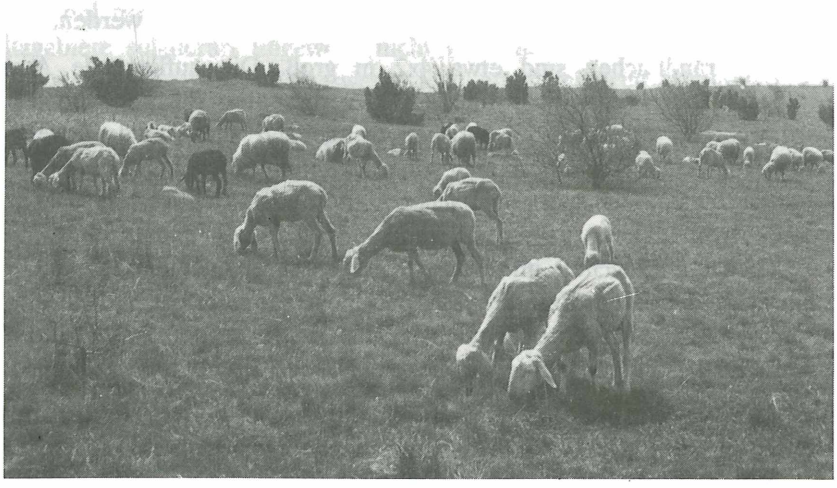


Abb. 17: Eine gezielt durchgeführte Beweidung garantiert die Offenhaltung der geschwendeten Flächen und Erhaltung der Trockenlandschaft.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

bevorzugt geschwendet. Dicht geschlossene Gehölze sowie mächtige alte Einzelbüsche bleiben nach Möglichkeit erhalten. So entsteht aus der Kombination verschiedener Pflegemaßnahmen eine abwechslungsreiche Vergesellschaftung von Gebüsch- und offenen Rasenflächen mit hohem Diversitätsgrad und reich gemischten Lebens-gemeinschaften (Abb. 16, 17).

Der Schnitt erfolgt unmittelbar über der Bodenoberfläche. Um einen Neuaustrieb möglichst zu unterbinden, werden die Schnittflächen tief eingehackt. Eingeschobene Holzkeile sollen das Eindringen von Wasser ermöglichen und eine winterliche Frostsprengung des Wurzelstockes bewirken. Diese Maßnahmen sind jedoch nur teilweise erfolgreich, weshalb eine regelmäßige Überweidung der zahlreichen, dornenarmen Stockausschläge im Folgejahr unumgänglich ist. Eigenartigerweise wird bei *Crataegus* ein Teil solcher Jungtriebe von Pilzen, bevorzugt vom Mehltau, befallen und von den Schafen als Futter nicht mehr angenommen. Eine sichere Unterbindung des unerwünschten Wiederaustriebes ist also zur Zeit noch ungelöst, da die Anwendung von Herbiziden (z.B. Tormona 100) absolut ausgeschlossen ist.

Problematisch ist bei Gehölzschwendungen in Naturschutzgebieten der Abtransport der Äste und Stämme. Einerseits ist der Arbeitsaufwand der Zerkleinerung sehr hoch, der Transport händisch sehr umständlich oder nur mit geländegängigen Fahr-zeugen möglich. Da unter diesen Umständen eine Beeinträchtigung der Vegetations- und Bodendecke oder sogar deren lokale Zerstörung kaum zu verhindern wäre, werden die geschnittenen Sträucher auf Sammelplätzen innerhalb des Schutzgebietes verbrannt. Nach eingehender Prüfung wurde dieser Lösung der Vorrang gegeben, als arbeitstechnisch günstigste Zeit wurden vorerst die Windermonate gewählt, doch soll der Schnitt wegen des ungleich höheren (und notwendigen) Nährstoffaustrages künftig auf den Spätsommer (Ende August – Mitte September) verlegt werden.

Die einzelnen Brandflächen sind etwa 4x2 m groß. Die aufliegende Aschenschicht von 5 – 20 cm Dicke (entspricht 100 – 200 verbrannten Büschen von 0.5 – 2.5 m Höhe) wird während der nächsten Wochen weitgehend vom Wind verweht oder z.T. durch Niederschläge in den Oberboden eingeschwemmt. Bereits im zweiten Jahr sind die gelichteten bzw. geschlägerten Flächen- besonders jedoch die Randzonen der Brandstellen- von einem dichten Bestand aus *Carduus nutans* und *Vincetoxicum hirundinaria* bedeckt, welcher im Laufe von 3 Jahren gemeinsam mit *Verbascum phoeniceum* auch die alten Brandflächen besiedelt. Unmittelbar auf diesen läßt sich während dieser Zeit auch eine deutliche Düngerwirkung der Aschereste feststellen, die Pflanzen sind besonders kräftig entwickelt. Nähere Ergebnisse stehen noch aus.

Eine alternative Verwendungsmöglichkeit dünnerer Äste besteht in der prinzipiellen, versuchsweise durchgeführten Zerkleinerung durch eine Häckselmaschine zu Spänen, welche als Mulchmaterial in Gärtnereibetrieben Verwendung finden können. Derzeit ist jedoch die Nachfrage noch gering und die Methode der Aufarbeitung des Schnittgutes ungenügend gelöst.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

7.3.3. Tourismus – Einrichtungen:

Im Zuge der wissenschaftlichen Untersuchungen und der eigentlichen Pflegemaßnahmen ergab sich bald die Erkenntnis für die Notwendigkeit, gewisse Bereiche des Naturschutzgebietes vom allgemeinen Betritt durch Besucher möglichst auszuschließen. Es handelt sich dabei um die trittempfindlichen, wertvollen primären Trockenrasen an den westseitigen Steilhängen, welche durch zahlreiche "wilde" Pfade zerteilt werden und daher deutliche Erosionsschäden aufweisen. Nicht zuletzt ist besonders durch die Schafherde die Attraktivität des Gebietes deutlich gestiegen und wird durch den verstärkten Wochenend – Ausflugstourismus bestätigt.

Diese Umstände führten – ganz im Sinne eines Naturpark – Managementes (HEINTZKE, 1974) – zur Gestaltung eines Systems von Rundwanderwegen, welchen die Aufgabe zukommt, den Ausflugsverkehr auf die Randzonen des Schutzgebietes zu konzentrieren, ohne Einbuße des Naturerlebens, aber auch ohne Möglichkeit, die unbedingt schützenswerte Kernzonen allzu sehr zu berühren. Bereitstehende, z.T. über Jahrzehnte unbenützte Wege wurden einbezogen und durch Hinweistafeln aus Holz gekennzeichnet. An markanten Punkten wurden – landschaftsangepaßt – Informationstafeln mit einer Übersichtsdarstellung des Gebietes samt den Wegen, alten, schon fast vergessenen Flurbezeichnungen und der vegetationskundlichen Gliederung errichtet; ergänzende Texte über Geologie, Fauna, Flora und das laufende Pflegeprojekt ermöglichen eine erste Information. Derzeit entsteht im Gebiet ein ökologischer Lehrpfad, zu dessen Erläuterung eine bebilderte Broschüre vorgesehen ist.

Sicherlich erhebt sich die Frage nach der langzeitig positiven Wirkung solcher Einrichtungen sowohl für das Landschaftsbild als auch den Ausflugstourismus, um wertvolle Schutzgebiete solcherart ungewollt nicht noch attraktiver zu machen. Andererseits sind Naturschutzgebiete keineswegs nur einer elitären Benützergruppe von Wissenschaftlern vorbehalten, sondern jedem an der Natur Interessierten geöffnet. Naturbeziehung und Umgang mit ihr sollen gefördert und gleichzeitig durch nötige Maßnahmen, wie etwa den vorangehend dargestellten, behutsam geleitet werden. Gerade Schutzgebiete im Nahbereich einer Großstadt erfordern eine verstärkte organisatorische Betreuung um langzeitig schutzwürdig zu bleiben.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

II. DAS NATURSCHUTZGEBIET AUF DEM SPITZERBERG *)

*) gefördertes Projekt des Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

8. GRUNDLAGEN DES BIOTOPSCHUTZ – PROJEKTES

Mit 226 ha ist das erst seit 1983 bestehende Naturschutzgebiet auf dem Spitzerberg das größte im Hundsheimer Hügelland. Geschlossener Hainbuchen – Mischwald mit vegetationskundlich besonders wertvollen Flaumeichen – Saumgesellschaften und verschieden ausgebildete Trockenrasen – Busch – Gesellschaften nehmen jeweils weite Flächenanteile ein.

Die gegenwärtige ökologische Situation zeichnet sich – anders als auf dem Hundsheimer Berg – durch eine besonders rasche und dichte Verbuschung der ehemals großen, zusammenhängenden Hutweideflächen innerhalb der letzten 20 Jahre aus (Abb. 18). Gleichzeitig dehnen sich am gesamten SW – Hang Weingartenkulturen z.T. bis in den Kuppenbereich, hart an den Rändern der Trockenrasen aus. Zufahrtswege ermöglichen zugleich die einfache Deponierung von Bau – und Hausmüll im Gelände. Wieweit Spritzmittel negative Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften haben, kann nur vermutet werden.

Am W – exponierten, von Felsfluren und Trockenrasen bestandenen Steilabfall mit interessanten Flechten – Moos – Gesellschaften (Abb. 19) hat sich schon vor Jahren ein ausgedehntes Moto – Cross – Gelände mit staatlicher Förderung tief in den erosionsgefährdeten Boden eingegraben. Zwar befindet sich die Anlage knapp außerhalb des Naturschutzgebietes, doch respektieren geländegängige Betreuerfahrzeuge keineswegs dessen Grenzen. Darüber hinaus durchpflügen Amateur – Rennfahrer auf Geländemaschinen unkontorllierbar die Trockenrasen. Gefährliche Aufforstungen seitens eines privaten Grundbesitzers (ihm gehört die Hälfte der Naturschutzgebietsfläche, Eigner der Restfläche ist die Gemeinde Prellenkirchen) sowie der lokalen Jägerschaft mit der standortsfremden Schwarzföhre belasten und verändern die Ökologie der Trockenrasen zusätzlich. Ein populationsstarker Bestand an Wildkaninchen – im undurchdringlichen Trockenbusch kaum bejagbar – gestaltet die Landschaft gleichfalls nachhaltig.

Insgesamt steht es schlecht um die Trockenrasen des Spitzerberges! Ohne umfangreiche Hilfe, welche vorwiegend in einer weitgehenden Entkusselung des z.T. extremen Weidekuschelgeländes liegen muß, werden große Flächen der artenreichen, alten Hutweiden bei anhaltendem Sukzessionsdruck in wenigen Jahren ökologisch verarmen und aus der Sicht des Naturschutzes verloren sein. Teilbereiche sind wohl bereits schon jetzt so verändert, daß ihre Revitalisierung kaum mehr möglich scheint.

Die nachfolgenden Ausführungen basieren auf einer dreijährig von 1982 – 85 durchgeführten Studie, welche neben einer Grundlagenerhebung vor allem praktikable Möglichkeiten für ein Sanierungsprojekt erschließen sollte. Zusätzlich wurde von 1978 – 1986 der Sukzessionsablauf in Trockenbusch – Beständen gemessen. Die rein wissenschaftlichen Ergebnisse, wie eine erstmalige Bestandesaufnahme und Darstellung der Arthropoden – Zönosen, sind Inhalt gesonderter Publikationen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

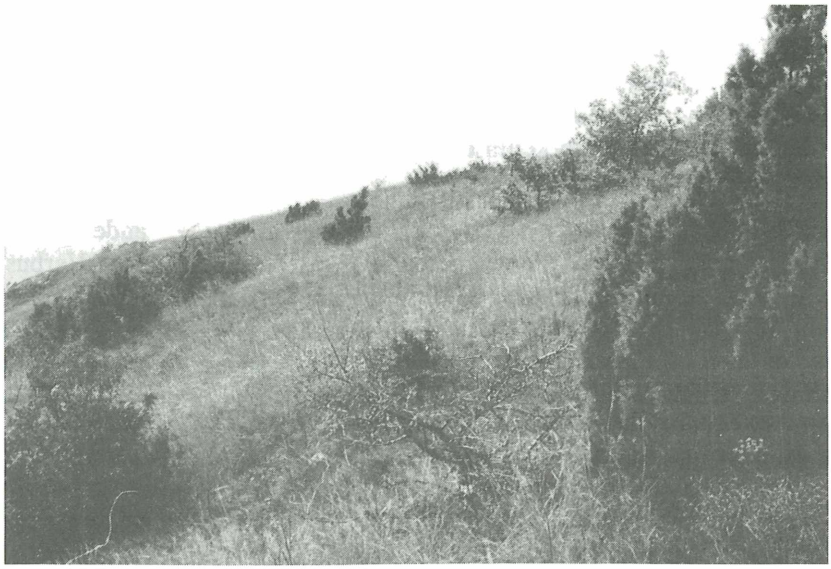


Abb. 18: Weite Bereiche der Trockenrasen werden von Gehölzen des Weidekuschelgeländes durchzogen, welche ohne Pflege immer stärker dominieren werden.

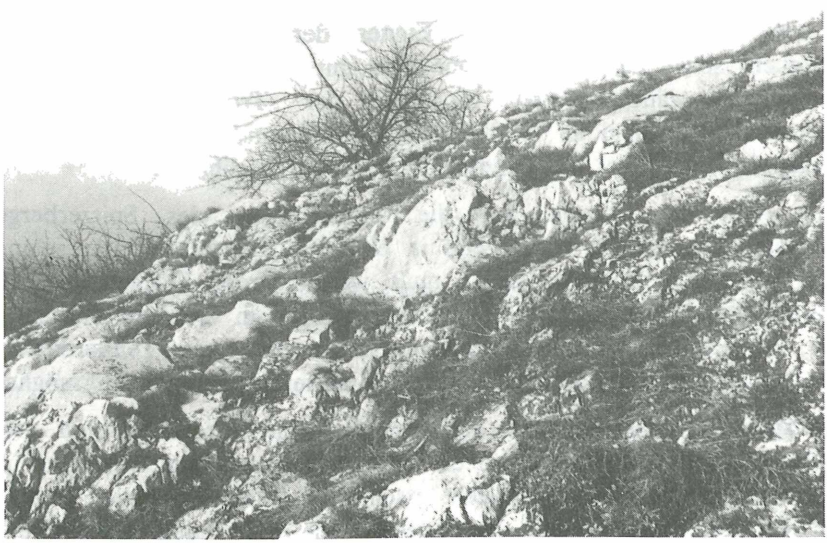


Abb. 19: Der Steilabfall des Spitzerberges weist noch immer wertvolle Felsfluren auf; sie erreichen allerdings nicht den Artenreichtum wie auf dem Hundsheimer Berg.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

9. SUKZESSIONSABFOLGE IM NATURSCHUTZGEBIET

9.1. Verlauf der letzten 200 Jahre:

Der historische Verlauf der Weidenutzung verläuft in Prellenkirchen nur teilweise konform mit der allgemeinen Lokalentwicklung und Veränderung der Weidewirtschaft (vgl. S. 5 ff), wofür verschiedene Gründe maßgeblich sind:

1. wirtschaftliche Sicherstellung durch ausgedehnte Weingartenkulturen. Bereits im 18. Jhrt. war Prellenkirchen privilegierter Rotweinlieferant des Wiener Hofes (SCHWEIKHARDT 1830 – 32).

2. reichliche Wasserversorgung sowohl der ausgedehnten Weiden in Tallage (Ausfluß der ehemaligen Fischteiche, Nähe der Leitha – Auen) als auch der gut zugänglichen Hutweiden auf dem Spitzerberg mit verschiedenen Tränkbrunnen am Hangfuß (ein letzter Brunnen mit hohem Wasserstand existiert auch heute noch an der alten Viehtrift).

Solcherart erklärt sich auch die für den kleinen Ort stattliche Viehstückzahl von fast 200 Rindern und über 1000 Schafen bereits vor 150 Jahren (Tab. 2, S. 15). Gegensätzlich zu Hundsheim und auch anderen Ortschaften der Umgebung unterblieb in Prellenkirchen nach dem Abbruch der Weideführung um 1964 die drastische Reduzierung des Rinderbestandes, vielmehr stieg derselbe sogar noch an (Mastviehhaltung) (vgl. Abb. 7): Als Höchstwert verzeichnete die Erhebung des Öst. Statist. Zentralamtes von 1979 681 Rinder. Gegenwärtig umfaßt die Stallhaltung in Prellenkirchen 462 Rinder (Stand 1987). Für die Bestandessicherung wie auch die Pflege der Trockenrasen sind dieselben jedoch völlig bedeutungslos, obgleich die Gemeinde noch immer über das Weide – Nutzungsrecht verfügt und dessen praktische Anwendung prinzipiell sehr zu begrüßen wäre!

Solange die Weidewirtschaft in vollem Umfang durchgeführt wurde, veränderten sich die Hutweiden des Spitzerberges in ihrer Ausdehnung und Lage zumindestens über 180 Jahre lang nicht, während alle wasserreichen, fruchtbaren Weidegründe um den Ort ("Prellenkirchner Hotta") spätestens zwischen 1945 – 50 gänzlich in Agrarflächen überführt wurden (Abb. 1 – 6, Tab. 1).

Der Abbruch der Weidenutzung hatte vielfältige Auswirkungen für die Landschaft und die spezifischen Lebensgemeinschaften der Trockenrasen. Sehr rasch und noch erfolgreicher als auf dem klimatisch exponierteren Hundsheimer Berg erfolgte die großflächige Sukzession des Weidekuschelgeländes mit dichten Weißdornformationen und ihr Übergang zu geschlossenen Vorwaldstadien. Weitere Veränderungen erfolgten durch lokale Pflanzungen der nicht bodenständigen Schwarzföhre. Innerhalb von 20 Jahren (1958 – 78) dehnten sich die gehölzreichen Gesellschaften an der SE – Hangbasis bis zum 20 – fachen über ehemalige Trockenrasen aus, selbst im Kuppenbereich wurden die noch offenen Flächen durchschnittlich um 1/4 reduziert (Abb. 20). Im Vergleich der letzten 100 Jahre (1880 – 1978) schrumpften die

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

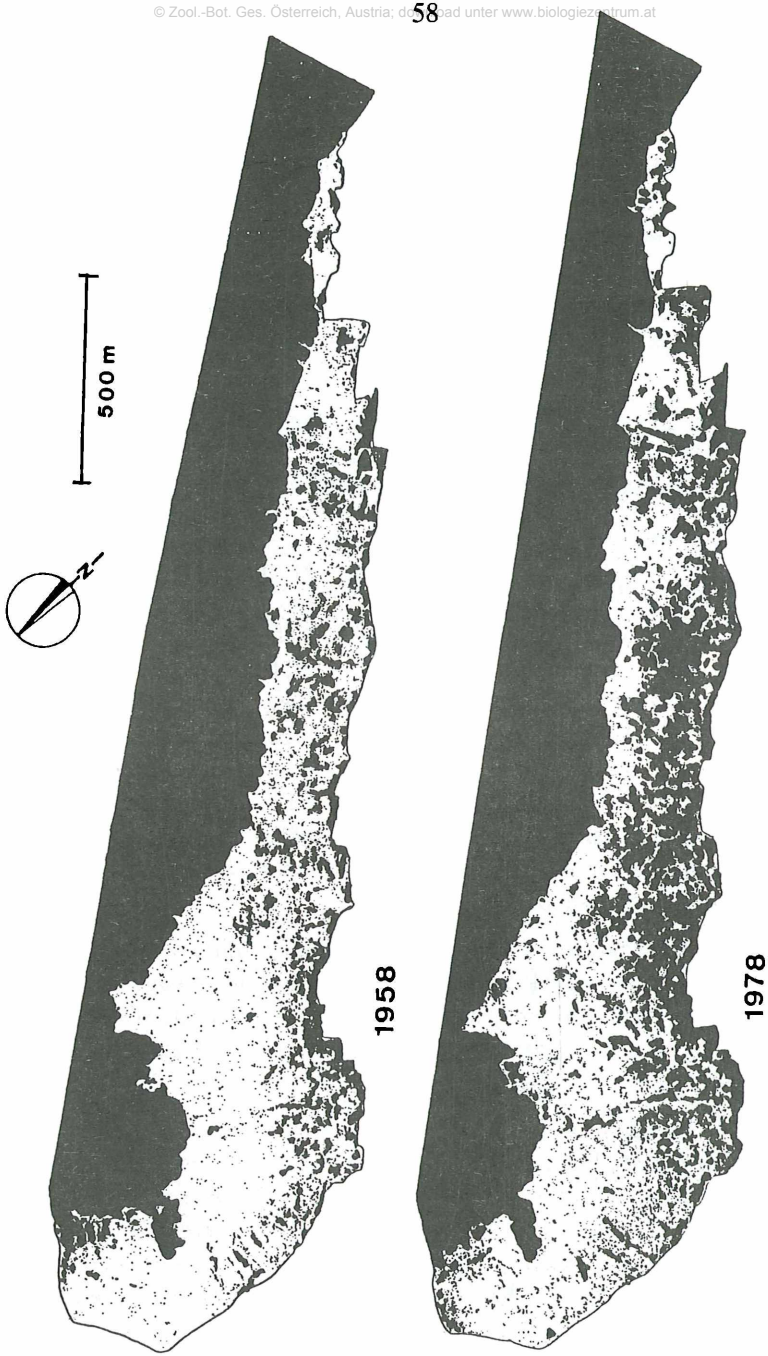


Abb. 20: Veränderung der ehemaligen großflächigen Trockenrasen während der letzen Jahrzehnte (1958 – 78) durch zunehmende Vergrößerung der Trockengehölze infolge fehlender Beweidung. Auswertung amtlicher Luftbildkartierung, Bundesamt f. Eich- u. Vermessungswesen Wien.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Anteile der ehemaligen Hutweide von mehr als 130 ha um rund ein Drittel auf ca. 80 ha. Besonders auffällig erfolgte in den letzten Beobachtungsjahren die Vorwaldentwicklung im flachen, östlichen Bereich des Spitzerberges mit tiefreichender Bodenauflage. Der W – exponierte, vielfach erodierte Hang trägt hingegen nur in den Steilrinnen dichte Dornbuschsäume (Tab. 8, vgl. Tab. 3).

berechnete bzw. untersuchte Fläche	Gehölzdeckung % pro ha 1880	1936	1958	1978	1958 – 1978
1	0	0	0	5	5 fach
2	0	0	5	10	2 fach
3	0	5	5	5	0 fach
4	0	0	10	15	1.5 fach
5	<5	10	20	45	2.2 fach
6	0	0	10	60	6 fach !
7	10	10	15	30	2 fach
8	5 ?	20	25	40	1.6 fach
9	?	5	25	80	3.2 fach
10	10	20	25	70	2.8 fach
11	5	5	5	100	20 fach !
12	20	10	20	>90	4.6 fach

Tab. 8: Sukzession gehölzreicher Gesellschaften auf dem Spitzerberg in der Zeit von 1880 (Trockenrasen beweidet) bis 1978 (Trockenrasen 14 Jahre lang unbeweidet). Probeflächen 1 – 4 = Felssteppe, 5 – 8 = sek. Trockenrasen des W – Steilhanges, 9 – 12 = sek. Trockenrasen im SE – Bereich; 1880: Militärkarte 11. Inft. Rgt. von 1873; 1936: Landkarte Kartograph. Institut; 1958, 1978: Luftbildaufnahmen Bundesamt f. Eich – u. Vermessungswesen, Wien.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

10. WISSENSCHAFTLICHE INVENTARAUFNAHME IM NATUSCHUTZGEBIET

10.1. Pflanzensoziologische Gliederung und Sukzessionsstadien:

Mit dem Abbruch der Beweidung setzten 2 Jahrzehnte vor der Unterschutzstellung des Spitzerberges auf den sekundären Trockenrasen allmähliche Veränderungen der xerophilen, gräserreichen Gesellschaften ein, deren Existenz weitgehend von der Einwirkung des Weideviehs durch Fraß und Tritt abhängt. Weite Flächenanteile wurden bald von mesophilen, artenärmeren und hochwüchsigeren Gesellschaften dominiert, welche der ungehemmten Ausdehnung von Weideunkräutern und Dornsträuchern freien Raum boten.

Schutzmaßnahmen jedweder Art erfordern somit auch eine möglichst rasche Bestandeskartierung, einerseits als Entscheidungshilfe für ein allfälliges Management, andererseits um Sukzessionsabläufe dokumentieren zu können.

Die Fläche des Naturschutzgebietes gliedert sich zu etwa gleich großen Anteilen in den geschlossenen, 3 km langen Hainbuchen – Mischwald – Bestand des NE – exponierten Hanges und die entlang der Kuppe unmittelbar angrenzenden, verbuschten oder noch offenen Trockenrasen. Felssteppen – Gesellschaften sind ausschließlich auf den steilen SW – Hang mit >20° Inklination beschränkt und nur kleinflächig ausgebildet.

Die genannten Vegetationsverbände wurden im Rahmen von Voruntersuchungen für ein mögliches Pflegekonzept bereits einige Jahre vor dem "Österreichischen Trockenrasenkatalog" (HOLZNER, 1986) einer erstmaligen soziologischen Analyse unterzogen, die nachfolgend dargestellt ist. Die damalige Erhebung des Arteninventares ist deshalb von großem Wert, weil anhand einer nochmaligen Kartierung 4 Jahre nach dem Einsetzen von Schutzmaßnahmen durch erneute Beweidung der Trockenrasen bereits erste Veränderungen der Pflanzengemeinschaften feststellbar sind.

10.1.1. Waldsaumgesellschaften (Vegetationsaufnahme, Tab. 9)

Entlang des forstlich seit langer Zeit bewirtschafteten Mischwaldes zieht sich als Übergang zu den Rasenflächen ein schmaler, jedoch artenreicher Saumstreifen aus Pflanzen des wärmeliebenden Waldsteppengürtels mit vorwiegend submediterraner und südöstlicher Herkunft. Auffällige Leitformen sind Flaumeiche (*Quercus pubescens*) und Wolliger Schneeball (*Viburnum lantana*) als Gehölze sowie in der Krautschicht Frühlingsadonis (*Adonis vernalis*), Blutroter Storchenschnabel (*Geranium sanguineum*), Salomonssiegel (*Polygonatum odoratum*) und Diptam (*Dictamnus albus*); sehr lokal und selten, jedoch besonders charakteristisch ist der Waldsteppenbeifuß (*Artemisia pancicii*).

Verglichen mit der gleichartigen Gesellschaft des Hundsheimer Berges wirkt jene des Spitzerberges artlich wesentlich abwechlungsreicher und strukturierter. Arten, welche auf dem Hundsheimer Berg räumlich weit voneinander entfernt auftreten, sind hier zu einem überaus bunten, blütenreichen Mosaik vereinigt. In diesen Saumgesellschaften liegt der eigentliche floristische Wert des Naturschutzgebietes, ihre

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Pflege sollte absolut höchste Wertigkeit genießen! Die regelmäßige forstliche Betreuung des angrenzenden Waldes sorgt für eine klare Abgrenzung zwischen beiden Lebensräumen, wodurch die Erhaltung des Waldsteppensaumes zur Zeit voll gesichert ist.

2 *Agropyron intermedium* agg. *trichophorum* (med – tur)
+ *Avenochloa pubescens* (euras)
2 *Brachypodium pinnatum* s. str. (euras)
+ *Bromus erecuts* s. str. (submed)
+ *Festuca ovina* agg. *rupicola* (pont)
+ *Koehleria pyramidata* agg. *macrantha* (n. hem)
+ *Melica ciliata* s. str. (submed)
+ *Poa compressa*
+ *Poa pratensis* agg. *angustifolia*
+ *Stipa pennata* agg. *joannis* (pont)
+ *Achillea millefolium* agg. *pannonica* (pont)
3 *Adonis vernalis* (pont)
+ *Artemisia pancicii* (pont)
+ *Asperula cynanchica* s. str. (submed)
+ *Aster linosyris* (submed)
+ *Centaurea scabiosa* (euras)
1 *Centaurea triumfetti* (submed)
+ *Cuscuta epithymum* s. str. (euras)
1 *Dianthus carthusianorum* agg. *pontederae* (pont)
2 *Dictamnus albus* (euras)
r *Falcaria vulgaris* (euras)
+ *Filipendula vulgaris* (eur)
2 *Fragaria viridis*
1 *Galium glaucum* (pont)
3 *Geranium sanguineum* (submed – pann)
+ *Helianthemum nummularium* agg. *ovatum* (m. Eur)
2 *Iris pumila* (pont)
+ *Laserpitium latifolium* (submed Geb)
1 *Medicago sativa* agg. *falcata* (euras)
+ *Peucedanum cervaria* (eur)
1 *Peucedanum oreoselinum* (eur)
r *Polygonatum latifolium*
2 *Polygonatum odoratum* (euras)
+ *Prunus fruticosa* (pont)
+ *Sanguisorba minor* (submed)
+ *Scabiosa* spec.
+ *Sedum sexangulare* (submed)
+ *Sedum telephium* agg. *maximum* (eur)
+ *Seseli elatum* agg. *osseum* (pann – submed)
+ *Stachys recta* s. str. (submed – pont)
+ *Tanacetum corymbosum* s. str. (m. Eur)
1 *Teucrium chamaedrys* (submed)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

+ *Thymus pannonicus* agg. *glabrescens* (pann)
r *Valeriana officinalis* agg. *wallrothii*
+ *Verbascum lychnitis*
+ *Verbascum phoeniceum* (pont)
1 *Veronica spicata* s. str. (euras)
+ *Vincetoxicum hirundinaria* s. str. (euras)
+ *Viola tricolor* agg.

Tab. 9: Florenliste einer artenreichen Waldsaumgesellschaft: ökologischer Zeigerwert nach BRAUN-BLANQUET: (Flächengröße 10 m^2, Exposition S, Inklination <5°, Deckung K 100 %; Vegetationsaufnahme: STRUDL).

10.1.2 Felsfluren (Vegetationsaufnahme, Tab. 10 – 12)

Nur auf den steilsten Hangpartien der S- und SW-exponierten Bereiche des Spitzerberges ausgebildet, stellen die Felssteppen-Gesellschaften sowohl physiognomisch als auch floristisch uneinheitliche, bunt gemischte Komplexe dar. Die auf kleinem Raum oft rapide wechselnden Standortsbedingungen und der so erschwerte Besiedlungsvorgang bedingen durchaus eine gewisse Zufälligkeit im Artenbestand. Daraus entsteht zumeist eine mosaikartige Verzahnung und Durchdringung mehrerer Teilgesellschaften und Gesellschaftsfragmente. Besonders extreme ökologische Verhältnisse (welche möglicherweise z.T. auch alte Degradationen anzeigen) werden durch reichhaltige Kryptogamenbesiedlung charakterisiert, wie lithophytische Algen, trockenheitstolerante Moose und Krustenflechten, welche vielfach durch ihre strikte Substratabhängigkeit ausgezeichnet sind. KNAPP (1940) bezeichnet die Ausbildung solcher Gesellschaften über Felsflächen mit äußerst dünner Feinerdeauflage von max. 20 mm als Flechtenreiche Felssteppe; insbesondere auf dem Spitzerberg ist diese besonders artenreich und auffällig ausgebildet (vgl. Abb. 19).

Mit zunehmender Bodentiefe und sinkendem Gefälle übernehmen Felstrockenrasen und annuellenreiche Walliserschwingel-Trockenrasen die Rolle der dominierenden Gesellschaftstypen.

Flechten: [1)]

Aspicilia radiosa (südbor-med)
Caloplaca aurantia var. *aurantia* (südmieur-med)
Caloplaca dolomiticola (südmieur-med)
Caloplaca tenuatula (südmieur-med)
Candelariella aurella (arkt-med)
Catapyrenium lachneum (bor-med)
Fulgensia fulgens (mieur-med)
Lecanora dispersa (arkt-med)
Lecanora muralis (arkt-med)
Neofuscelia pokornyi (PONT-TUR) !
Phaeophuscia nigricans (südbor-med)
Placynthium nigrum (bor-med)
Squamarina cartilaginea (mieur-subatl-med)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Toninia caeruleonigricans (bor – med)
Xanthoparmelia tartarica (südbor – med)

Moose: [2]

Grimmia pulvinata
Rhacomitrium canescens
Tortella tortuosa
Tortula ruralis

Tab. 10: Artenbestand der Flechtenreichen Felssteppe auf dem Spitzerberg: (Flächengröße der Flechtenaufnahme 2 x 6 m², SH 290 m, Exposition S, Inklination 17°, Deckung M 30 %; [1] Vegetationsaufnahme BREUSS, [2] Artenliste GLANTSCHNIG).

1 *Bothriochloa ischaemum* (euras)
2 *Carex humilis* (euras)
1 *Carex liparocarpos* (pont)
1 *Festuca ovina* agg.: *rupicola* (pont)
+ *Koeleria pyramidata* agg.: *macrantha* (n.Hem.)
+ *Melica ciliata* s. str. (pann)
2 *Poa badensis* s. str. (pann)
+ *Poa bulbosa* s. str. (med – tur)
+ *Allium montanum* (euras)
1 *Alyssum montanum* (submed Geb.)
+ *Arabis auriculata* (med – tur)
1 *Arenaria serpyllifolia* agg.
+ *Asperula cynanchica* s. str. (submed)
r *Carduus nutans* s. str. (euras)
+ *Cerastium pumilum* agg.: *glutinosum* (submed)
1 *Dorycnium pentaphyllum* agg.: *germanicum* (submed Geb.)
+ *Echium vulgare* (euras)
+ *Erophila verna* s. str. (eur – tur)
1 *Helianthemum canum* (submed)
1 *Hornungia petraea* (sumbed)
+ *Hypericum perforatum*
+ *Lotus corniculatus* agg.
1 *Potentilla verna* agg.: *arenaria* (eur)
r *Prunus mahaleb* (submed)
+ *Sanguisorba minor* (submed)
+ *Sedum acre* (eur)
1 *Sedum album* (submed)
+ *Seseli hippomarathrum* (euras)
2 *Teucrium montanum* (submed)
+ *Thymus pannonicus* agg.: *glabrescens*
2 *Thymus praecox* s. str. (eur)
+ *Veronica* spec.
+ *Vinceoxicum hirundinaria* s. str (eur)

Tab. 11: Florenliste einer artenreichen Felsflur (primärer Trockenrasen); ökologischer Zeigerwert nach BRAUN – BLANQET: (Flächengröße 10 und 15 m², SH 260 m, Exposition S, Inklination 20°, Deckung K 40 %, M 20 %; Vegetationsaufnahme: STRUDL).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

+ *Bothriochloa ischaemum* (euras)
+ *Bromus hordeaceus* s. str. (euras)
1 *Carex humilis* (euras)
1 *Festuca ovina* agg.: *valesiaca* (pont)
+ *Phleum phleoides* (euras)
1 *Poa badensis* s. str. (pann)
2 *Poa bulbosa* s. str. (med – tur)
1 *Acinos arvensis* (submed)
+ *Alyssum montanum* (submed. Geb.)
1 *Arenaria serpyllifolia* agg.
+ *Asperula cynanchica* s. str. (submed)
r *Carduus nutans* s. str. (euras)
1 *Cerastium pumilum* agg.: *glutinosum* (submed)
+ *Cruciata pedemontana* (med)
+ *Erophila verna* s. str. (eur – tur)
+ *Eryngium campestre* (pont – med)
+ *Galium verum* s. str. (euras)
1 *Helianthemum canum* (submed)
1 *Hornungia petraea* (submed)
+ *Hypericum perforatum* (euras)
+ *Medicago minima* (med – tur)
1 *Minuartia viscosa* (eur)
+ *Myosotis ramosissima* (submed)
1 *Petrorhagia saxifraga* (submed)
2 *Potentilla verna* agg. *arenaria* (eur)
+ *Sanguisorba minor* (submed)
+ *Sedum album* (submed)
+ *Sedum sexangulare* (submed)
1 *Teucrium montanum* (submed)
1 *Thymus pannonicus* agg. *glabrescens*
+ *Trifolium arvense* (eur)
+ *Trifolium campestre* (submed)
1 *Veronica spicata* s. str. (euras)
1 *Veronica verna* s. str.

Tab. 12: Florenliste einer artenreichen Felsflur mit Übergang zum sekundären Trockenrasen (Walliserschwingel – Trockenrasen); ökologischer Zeigerwert nach BRAUN – BLANQUET: (Flächengröße 10 m², SH 290 m, Exposition S, Inklination < 15°, Deckung K 50 %, M 30 %; Vegetationsaufnahme STRUDL).

10.1.3. sekundäre Trockenrasen: (Vegetationsaufnahme, Tab. 13)

Eine Fülle verschiedener, artenreicher Gesellschaften prägt das Bild der ehemaligen Hutweiden, wo diese noch nicht durch rasch vordrängende Dornstrauch – und Vorwaldformationen erdrückt wurden. In Abhängigkeit von mikroklimatischen und topographischen Gegebenheiten haben sie sich als Rasen – oder Wiesensteppen entwickelt und sind als Walliserschwingel – Trockenrasen, Furchenschwingel – Trockenrasen, Goldbart – Rasen oder Trespen – Halbtrockenrasen langschaftsprägend (POKORNY & STRUDL, 1986).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1 *Avenochloa pratensis* s. str. (m.eur)
1 *Bromus erectus*
1 *Carex humilis* (euras)
1 *Festuca ovina* agg.: cf. *rupicola* (pont)
1 *Festuca ovina* agg.: *valesiaca* (pont)
1 *Koeleria pyramidata* agg.: *macrantha* (n – Hem)
2 *Melica ciliata* s. str. (submed)
1 *Phleum phleoides* (euras)
2 *Poa pratensis* agg.: *angustifolia*
2 *Stipa capillata* (euras)
+ *Achillea millefolium* agg.: cf. *pannonica* (pont)
+ *Acinos arvensis* (submed)
+ *Arabis auriculata* (med – tur)
+ *Arenaria serpyllifolia* agg.
1 *Carduus nutans* s. str. (euras)
+ *Cerastium pumilum* agg.: *glutinosum* (submed)
+ *Convolvulus arvensis* (euras)
+ *Coronilla varia* (m.eur)
r *Crataegus monogyna* (eur)
+ *Cruciata pedemontana* (med)
+ *Cuscuta epithymum* s. str. (eur)
+ *Eryngium campestre* (pont – med)
1 *Filipendula vulgaris* (eur)
+ *Fragaria viridis* (euras)
+ *Galium verum* s. str. (euras)
+ *Hesperis tristis* (pont)
+ *Helianthemum canum* (submed)
+ *Hieracium pilosella* (eur)
+ *Hypericum perforatum* (euras)
+ *Inula ensifolia* (pont)
+ *Linum austriacum* (pont)
+ *Lotus corniculatus* agg.
+ *Medicago sativa* agg.: *falcata* (euras)
+ *Muscari comosum* (med)
1 *Potentilla verna* agg.: *arenaria* (eur)
1 *Sanguisorba minor* (submed)
+ *Seseli hippomarathrum* (euras)
3 *Teucrium chamaedrys* (submed)
+ *Teucrium montanum* (submed)
+ *Thlaspi perfoliatum* (med – tur)
1 *Thymus* spec.
+ *Trinia glauca* (submed)
1 *Verbascum phoeniceum* (pont)
+ *Veronica spicata* s. str. (euras)
+ *Vincetoxicum hirundinaria* s. str. (eur)
+ *Viola ambigua*

Tab. 13: Florenliste eines artenreichen, Sekundären Trockenrasen; ökologischer Zeigerwert nach BRAUN – BLANQUET: (Flächengröße 10 m^2, Exposition S, Inklination 10°, Deckung K 100 %; Vegetationsaufnahme: STRUDL).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

10.1.4. Weidekuschelgelände, Vorwaldstadien: (Vegetationsaufnahme Tab. 14, 15) (Abb. 21, vgl. Abb. 14)

Wo allerdings unter günstigen Entwicklungsbedingungen (tiefgründiger Boden, geringe Inklination, ausreichende Wasserführung) gehölzreiche Gesellschaften dominant oder sogar flächendeckend werden, verringert sich die Zahl der Trockenrasen – Arten auf ein Minimum. Dieser Sukzessionsablauf erfolgt auf dem Spitzerberg – bedingt durch ausgeglichene Standortsfaktoren – wesentlich ausgeprägter als auf dem Hundsheimer Berg. So setzt sich die Krautschicht eines stark verbuschten Halbtrockenrasens oft nur mehr aus 8 Arten zusammen und im geschlossenen Trockenbusch können außer Frühjahrsannuellen auch diese bis auf 2 – 3 Restarten ausfallen. Typische Leitformen solcher "pflegebedürftigen Vergrasungsstadien" (GÖRS, 1974) sind neben der Knackerdbeere, *Fragaria viridis*, die Gräser *Calamagrostis epigeios* (Halbtrockenrasen) und *Koehleria pyramidata* (Rasensteppen), welche mit dichtem Kriechwurzelsystem die vorhandenen Artenkombinationen der Sekundären Trockenrasen unterdrücken.

	A		B
1	*Brachypodium pinnatum*	1	*Brachypodium pinnatum*
+	*Calamagrostis epigeios*	1	*Festuca ovina* agg.
1	*Festuca ovina* agg.	1	*Primula elatior*
+	*Poa angustifolia*	1	*Fragaria viridis*
+	*Cuscuta epithymum*	+	*Galium verum* s. str.
1	*Euphorbia cyparissias*		
r	*Hesperis tristis*		
+	*Vincetoxicum hirundinaria*		

Tab. 14: Krautschicht eines stark verbuschten Halbtrockenrasens (A) und eines geschlossenen Trockenbusch – Bestandes (B); ökologischer Zeigerwert nach BRAUN – BLANQUET: (Flächengröße 20 m² für A und 30 m² für B. SH 290 m, Exposition S, Inklination 10°; Vegetationsaufnahme WAITZBAUER).

Da sowohl Weidekuschelgelände als auch Trockenbusch und Vorwald als Folgen erloschener Landschaftspflege durch Beweidung auf dem Spitzerberg besonders große, ehemalige Trockenrasenflächen bedecken und daher für ein Biotopschutzprojekt größte Probleme aufwerfen, sollen diese Gesellschaften ausführlicher behandelt werden (vgl. S. 25 ff). WENDELBERGER (1956) hat das Weidekuschelgelände als lichtes, niederwüchsiges Gehölz des kontinentalen Trockengebietes bezeichnet, welches worwiegend von weidefesten "Weidesträuchern" (nach KLIKA 1954 "stages of thornbushes") gebildet wird und über tiefgründigen Böden – ehemaligen Waldstandorten – entsteht. Charakterarten wie Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Wacholder (*Juniperus communis*), Liguster (*Ligustrum vulgare*), Schlehe (*Prunus spinosa*), Hundsrose (*Rosa canina*), lokal auch Berberitze (*Berberis vulgaris*) und andere Arten dominieren und prägen damit auch die Landschaft.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

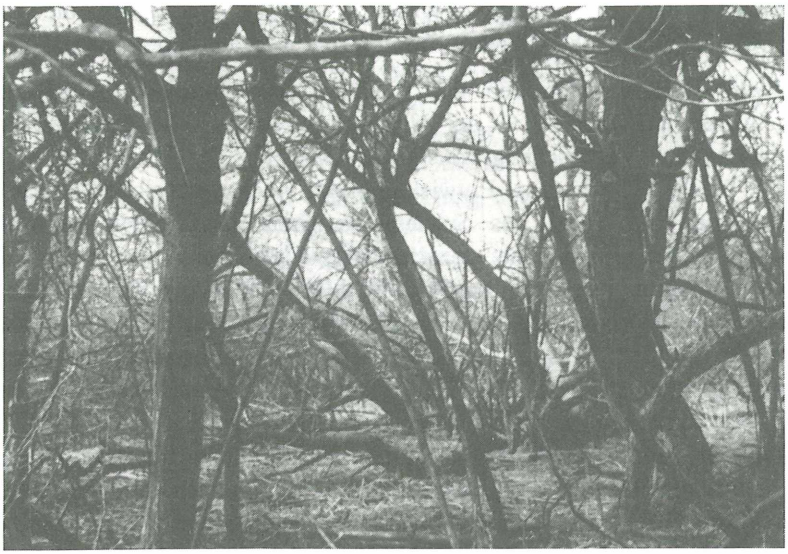


Abb. 21: Endstadium ehemaliger Hutweideflächen auf dem Spitzerberg ist der artenarme Vorwald, der bereits große Anteile einnimmt.

Ihrer Struktur und Dynamik nach stellen solche Gesellschaften ein degradiertes Übergangsstadium zwischen Weide und Wald dar. Unter allen Weidezeigern sind der Weißdorn mit tiefreichenden Wurzeln durch seine enorme Wuchskraft und die Schlehe durch die rasche Verbreitungsmöglichkeit über allseitige Wurzelschößlinge für die Bildung undurchdringlicher Dornbuschhecken besonders verantwortlich. Der Wacholder ist zwar sehr lichtbedürftig und daher im geschlossenen Gehölz nur mehr von untergeordneter Bedeutung, jedoch bodenvag und daher imstande, sich sowohl auf armen Sandböden als auch auf Kalkböden rasch auszubreiten. Tannine und ätherische Öle der abgefallenen Blätter verhindern wirksam die Konkurrenz durch andere Arten (ELLENBERG, 1978).

Auf dem Spitzerberg wird das Weidekuschelgelände von den in Tab. 15 angeführten Arten gebildet, seine pflanzensoziologische Zusammensetzung weist deutliche Beziehungen zu den thermophilen Trockenbusch – Gesellschaften mit SE – Verbreitungsschwerpunkt auf. Als Charakterarten sind hier vor allem Vertreter der Gattung *Rhamnus* (*Rh. saxatilis*, *Rh. catharticus*) zu nennen (WENDELBERGER, 1953). Andere Arten, wie die Kornelkirsche (*Cornus mas*), sind als Mitglieder von Flaumeichen – Waldgesellschaften einzuordnen (Buglossoidi – Quercetum, GERDES & MOLL, 1983). Die gehölzbedeckten Flächen des Naturschutzgebietes umfassen im fortgeschrittenen Sukzessionsstadium bereits große, geschlossene Hecken mit über 1000 m^2 Ausdehnung, in denen vorwiegend der Weißdorn dominiert. Im flachen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gelände oder in Mulden tritt lokal Wacholder, z.T. mit mächtigen Exemplaren von über 4 m Höhe, flächendeckend auf. Vielfach wird diese lichthungrige Art aber von starkwüchsigen Sträuchern zu sehr beschattet und stirbt in der Folge ab. In ganz ähnlicher Situation befinden sich nach SCHEIDELER & SMOLIS (1983) auch die Wacholderbestände des Bielenberges (Wesertal, DDR), wo durch die überstarke Ausdehnung von Gehölzen bereits 60 % völllig abgestorben sind.

Das derzeit von Heckenformationen und Einzelbüschen bedeckte Areal ehemaliger Trockenrasen wurde auf über 60 % der Naturschutzgebietsfläche geschätzt (vgl. Abb. 20). Die Zunahme der Verbuschung von 20 % innerhalb der letzten 25 – 30 Jahre wirft die Frage nach der weiteren Entwicklung der noch verbleibenden Rasenanteile auf. Aussagen über die Form des Sukzessionsablaufes erscheinen vielleicht etwas spekulativ, doch ist die Annahme gerechtfertigt, daß die Entwicklung ab einem fortgeschrittenen Stadium der Gehölzbedeckung nicht linear zur Zeit erfolgt, sondern sehr wahrscheinlich exponentiell, sobald die mikroklimatischen Gegebenheiten in Übereinstimmung mit dem Wasserführungs – Vermögen des Bodens eine entsprechend günstige Ausgangssituation schaffen. Eine statistische Absicherung ist allerdings mangels der Verfügbarkeit ausreichender Unterlagen vorerst nicht möglich. Die Schwierigkeiten der Luftbildauswertung beruhen insbesondere auf dem Umstand, daß die amtlich durchgeführten Vermessungsflüge zu unterschiedlichen Jahreszeiten aufgenommen wurden und daher Belaubungsdichte wie Lichteinfall schwer miteinander vergleichbare Arbeitsgrundlagen schaffen.

Regelmäßige Untersuchungen ausgewählter Probeflächen im Bereich extremen Weidekuschelgeländes über die Zeit von 7 Jahren haben deutlich gezeigt, daß sich unter geeigneten ökologischen Voraussetzungen Zahl, Höhe und Dichte (Deckungsgrad) des raschwüchsigen Weißdornes zu ungunsten noch bestehender, allseitig umschlossener Trockenrasenreste entwickeln (Tab. 16, vgl. Tab. 3, S. 22). Die Ergebnisse dokumentieren deutlich, daß die Sukzession auf den geringer verbuschten Rasenbereichen sehr viel rascher erfolgt als im uniformen Trockenbusch – Bestand. So hat die Dichte des Weißdornes auf der erstgenannten Probefläche während der Beobachtungszeit z. T. um über 230 % zugenommen, jene des geschlossenen Buschgeländes hingegen nur um 13 % (Zeitraum 1978 – 1986).

Den Abschluß dieser Entwicklung stellt eine lichtarme, dicht verfilzte Dorngehölz – Gesellschaft dar, welcher auch bereits Bäume eingegliedert sind (Esche, Weißpappel). Überaus unterwuchsleer (Tab. 14b), und zugleich auch artenarm an epigäischer Fauna, leitet sie das stabilisierte Vorwaldstadium ein. Ohne Gegenmaßnahmen werden letztlich sämtliche Trockenrasen in dieses eintreten. Andererseits prägt der Trockenbusch die alten Weidelandschaften als ökologisch sehr wesentliches Strukturelement. Durch die räumlich reiche Gliederung und ein eigenes Mikroklima ist er sowohl Wildunterstand als auch Brutplatz für Vögel und während der frühsommerlichen Blüte der Sammelplatz einer reichen Zönose spezifischer Blütenbesucher mit ihren Räubern und Parasiten.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	lokale Verbreitung im Naturschutzbegiet	geschätzte Dominanz
Weißdorn *Crataegus monogyna*	im ges. Trockenrasenbereich überaus häufige Art	50
Schlehe *Prunus spinosa*	z.T. dichte Bestände entlang von Gehölzrändern	8
Hundsrose *Rosa canina* agg.	ges. Trockenrasenbereich, doch immer Einzelbüsche	5
Wacholder *Juniperus communis*	bes. auf dem W – Hang über tiefgründigem Boden	5
Liguster *Ligustrum vulgaris*	untere Hangbereiche, bes. am Rand dichter Gehölze	2
Kornelkirsche *Cornus mas*	untere Bereiche des W – Hanges, häufig in Felsrinnen	5
Wolliger Schneeball *Viburnum lantana*	gesamter Trockenrasenbereich, immer in Gebüschgruppen	5
Hartriegel *Cornus sanguinea*	alle tiefgründigen Hangbereiche, besonders an Gehölzrändern	10
Pfaffenkäppchen *Euonymus europaea*	gesamter Trockenrasen auf tief – gründigem Boden	5
Esche *Fraxinus excelsior*	Lichtholzart von Waldrändern, im Trockenrasen stellenweise häufig	5
Berberitze *Berberis vulgaris*	unterer Bereich des W – Hanges, bes. an Gehölzrändern	2
Wild – Birne *Pyrus pyraster*	ges. Trockenrasenbereich, meist Einzel – sträuche oder sparrige Bäume	2

Tab. 15: Zusammensetzung der Gehölze im Weidekuschelgelände und beginnenden Vorwald (1986).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Jahr	DG[1] Zahl	cm Höhe	Deckungsgrad %	Arten der Krautschicht	LG[2] Zahl	cm Höhe	Deckungsgrad %	Arten der Krautschicht
1979	450	160	75	11	85	130	15	26
1981	475	163	80	10	118	140	25	20
1983	490	168	80	10	155	145	35	18
1985	502	174	85	8	184	153	45	17
1987	517	174	85	8	205	154	50	16
Veränderung in %	+15		+13	-27	+141		+223	-39
derztg. Zustand	gegenüber dem Untersuchungsbeginn physiognomisch nur wenig veränderte, einheitlich geschlossene Weißdornhecke				gegenüber dem Untersuchungsbeginn physiognomisch sehr stark verändet: Einzelbüsche zu Gruppen zusammengerückt, kleinflächige, miteinander verzahnte Gehölze, vereinzelte Eschen			

Tab. 16: Sukzession von Weißdorn-Beständen auf dem Spitzerberg innerhalb von 8 Jahren (1978 – 1986).
[1] DG zum Untersuchungsbeginn bereits großflächig geschlossene Gehölze (500 m^2)
[2] LG zum Untersuchungsbeginn noch mit Einzelbüschen und kleinflächig mit Gebüschgruppen bestandenes Weidekuschel-Gelände (500 m^2)

10.2. AUSWRIKUNGEN DER SUKZESSION AUF DAS MIKROKLIMA IM TROCKENRASEN:

Wie bereits eingangs dargestellt (S. 3), wird das Gebiet der Hundsheimer Berge dem warm-trockenen pannonischen Klimatyp zugeordnet. Die oft extremen mikroklimatischen Verhältnisse – wie sie sich in Trockenrasen oder besonders exponierten Felsfluren im Jahresablauf regelmäßig ergeben – und die Anpassung der Lebensgemeinschaften werfen vielfältige Fragen hinsichtlich der ökophysiologischen Potenz auf. Die begleitenden wissenschaftlichen Untersuchungen der vorliegenden Studie wurden durch 2-jährig an verschiedenen Standorten durchgeführte Meßserien unterstützt. Sie ermöglichen nicht nur Einblicke in das ökologische Faktorengefüge oder Erkenntnisse über klimatologische Präferenzen von Leitformen, sondern können – wie im Vergleich zwischen Trockenrasen und Buschgesellschaften – sogar Entscheidungshilfen für mögliche oder notwendige Pflegemaßnahmen darstellen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

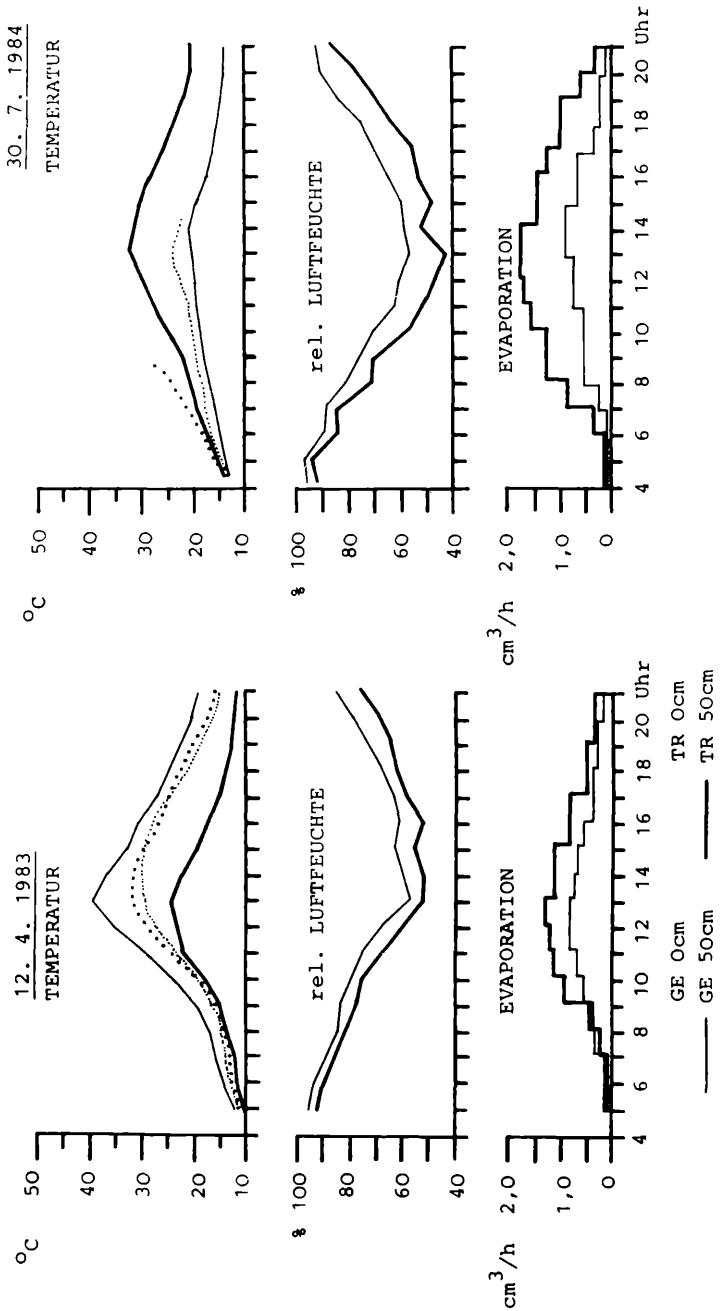


Abb. 22: Die mikroklimatische Situation im offenen Trockenrasen (TR) und in einer geschlossenen Gehölzfläche (GE) im Frühjahrs- und Sommeraspekt (Messungen in 0 und +50 cm).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

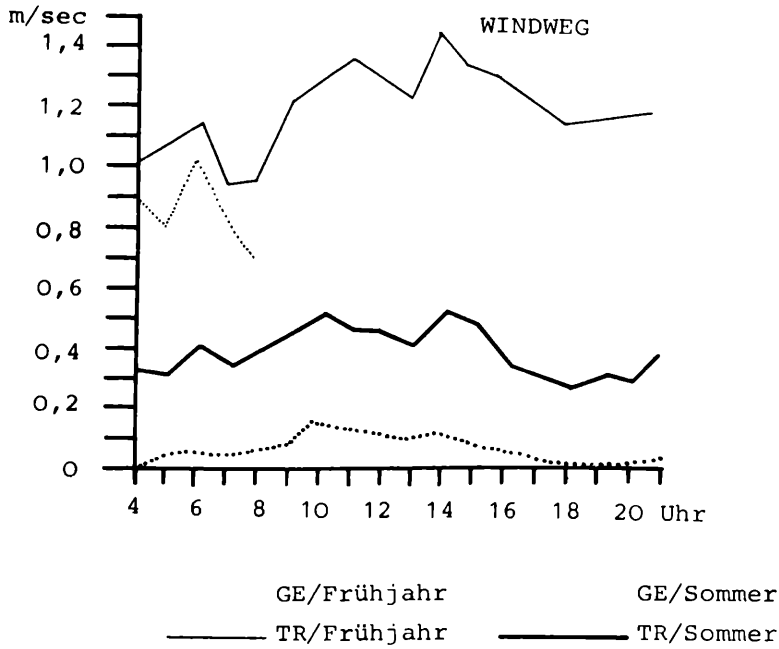


Abb. 23: Vergleichende Tagesgang – Messungen der Windgeschwindigkeit auf offenen Trockenrasen (TR) und in geschlossenen Gehölzflächen (GE) an einem Frühjahrstag (12. 4. 1985) und einem Sommertag (29. 7. 1985).
Im Trockenbusch wirkt sich die volle Belaubung im Sommer als starker Widerstand gegen den Wind aus und fördert so die Ausbildung anderer mikroklimatischer Verhältnisse als auf den stets windexponierten Rasenflächen.

Beispielhaft für die Gesamtheit der Messungen sei in Abb. 22, 23 je ein typischer Meßtag während des Frühlings und Hochsommers wiedergegeben. Insbesondere der jahres – und tageszeitliche Verlauf des Temperatur – Feuchte – Gradienten charakterisiert sehr deutlich die unterschiedlichen ökologischen Bedingungen und dokumentiert zugleich den Sukzessionsablauf von der offenen Rasengesellschaft zum Trockenbusch.

Frühjahrsaspekt:

Die Phytomasse der Gebüsche ist erst zu 1/3 entwickelt, der Beschattungseffekt des Bodens somit gering und die Temperaturen entsprechen etwa den Meßwerten im Trockenrasen. Mäßiger Widerstand gegen Luftströmungen bedingt einen ähnlichen Verlauf der Luftfeuchte und Evaporation wie auf der freien Fläche.

Sommeraspekt:

Die vollentwickelte Phytomasse der Gebüsche bewirkt einen hohen Beschattungseffekt und daher auch große Differenzen aller Meßwerte zum freien Rasen. Temperatur und Evaporation bleiben durch die geringe Konvektion niedrig, ihr tageszeitlicher Verlauf ist wie jener der Luftfeuchtigkeit ziemlich gleichmäßig. Die mikroklimatischen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Verhältnisse der freien Rasenfläche weisen dagegen eine deutlicher ausgeprägte Tagesrhythmik auf.

Die dargestellten mikroklimatischen Unterschiede beider Lebensräume geben einen Einblick in die komplexe ökologische Situation, welcher Flora und Kleintierfauna – insbesondere die wenig vagilen Lebensformen – unterstehen. Zugleich wird auch deutlich, daß eine rasche Veränderung der Lebensbedingungen, etwa durch einen radikalen Rückschnitt der Gebüsche, wohl recht negative Auswirkungen auf wenig hitze – und trockenheitstolerante Arten hätte, womit sich letztlich auch die Revitalisierungsmöglichkeiten ökologisch gestörter Zönosen verschlechtern. Hier könnte sich der Schnitt ähnlich auswirken wie die Mahd von Langgraswiesen (BONESS, 1953; SCHMIDT, 1981).

Ganz allgemein ergibt sich eine ökologische Typisierungsmöglichkeit von Trockengesellschaften durch die beiden Parameter des sogenannten "ökologischen Feuchtegrades" und die "mittlere Feuchtezahl" (mF). Sie ermöglichen eine Beurteilung des Bodenwassergehaltes und eine eventuelle Nutzungseignung der Fläche für die extensive Weidenutzung, sind also für eine allfälliges Beweidungsmanagement wesentliche Bezugsgrößen. Für Trockenrasen betragen diese Zeigerwerte VII (trocken) für den ökologischen Feuchtegrad und ± 3 für mF; in diesem Fall ist eine Nutzungseignung für die Beweidung gegeben. Für die weit extremere Vegetationseinheit primärer Steppen liegen die Werte bei VIII (sehr trocken) und mF ± 2 oder darunter, womit jede Nutzungsmöglichkeit entfallen sollte (DANCAU, 1983). Die Trockenrasen und Verbuschungsflächen des Spitzerberges fügen sich gut ein. Die adäquat festgestellten Werte des Spitzerberges liegen bei VII und mF ± 3.

10.3. AUSWIRKUNGEN DER SUKZESSION AUF DIE FAUNA:

Wie bereits auf S. 38 ff. ausführlicher dargestellt, umfaßt das Faunenspektrum bewirtschafteter, insbesondere langzeitig beweideter Rasengesellschaften charakteristische Lebensformen, welche vor allem als Angehörige der Kleintierfauna hinsichtlich ihrer ökophysiologischen und (oder) nahrungsökologischen Ansprüche gut typisierbar sind. Neben euryöken Arten dominieren thermo – xerophile Formen ud steno – bis oligophage Nahrungsspezialisten (Blattsauger wie Kleinzikaden und Wanzen, Blattfresser wie Heuschrecken und Samenfresser wie verschiedene Käferarten). Sekundär schließen sich die artenreichen Zoozönosen der Weidefolger mit zahlreichen, ökologisch bedeutsamen koprophagen Arten und Weideparasiten an. Ein umfangreicher Artenkomplex schnell beweglicher Räuber und spezifischer Parasiten umspannt alle Trophieebenen. Insgesamt sind die Lebensgemeinschaften von Weideflächen gut erfaßt und bearbeitet (z.B. BOYD, 1960; MORRIS, 1968, 1969; HEMPEL et al. 1971), sehr genau ist auch die Koprophagen – Fauna – vorwiegend des Rinderdungs – und ihre ökologische Bedeutung dokumentiert (STOLL, 1934; SCHMIDT, 1935; LAURENCE, 1954; PETROVITZ, 1956; BORNEMISSZA, 1960; PARKER, 1970; HANSKI & KOSKELA, 1977; KOSKELA & HANSKI, 1977 u.a.).

Die durch Fraß und Tritt bedingte Selektionswirkung bewirkt gegenüber unbeweideten Flächen jedoch auch eine Verminderung der Artenzahl bei

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gleichzeitiger Zunahme der Populationsdichten, wobei letztlich das Ausmaß der Weidenutzung die Artendichte bestimmt. Ein Abbruch dieser Bewirtschaftungsform leitet durch Veränderungen des Kleinklimas zu Sukzessionen der Gesamtzönose über. Setzen diese – wie etwa auf Trockenrasen – verzögert ein, ist sogar eine kurzjährige Zunahme des Arteninventares möglich. Generell reagiert jedoch vor allem die epigäische Kleintierfauna sehr empfindlich, wie die über 30 Jahre auseinander liegenden vergleichenden Untersuchungen durch BARNER (1954) und HOLSTE (1974) auf den Kalktrockenrasen des Bielenberges (Oberes Weserbergland, BRD) zeigen.

Im Rahmen der vorliegenden Studie an verschiedenen Standorten (Waldsaum, Felssteppe, versch. Trockenrasen-Typen) durchgeführte Aufsammlungen der Kleintierfauna* bestätigen diese Befunde (Tab. 17): Besonders artenreich ist die zwar schmale, jedoch mikroklimatisch und strukturell reich gegliederte Waldsaum-Gesellschaft. Die Arten- und Individuenzahlen epigäischer Arthropoden erreichen höchste Werte in den kleinflächigen, klimatisch anspruchsvollen Felssteppen und auf den letzten, großflächig noch wenig gestörten sekundären Trockenrasen des Naturschutzgebietes. Seltene, stenöke, zumeist thermophile Arten dominieren und dokumentieren die faunengeographisch außergewöhnliche Bedeutung der Trockenlandschaft im Hundsheimer Bergland. Erwartunggsgemäß ist die Faunendichte des fortgeschrittenen Weidekuschelgeländes im Bereich des Trockenbusches auffällig arten- wie individuenarm und durch euryöke Arten oder Waldformen charakterisiert (vgl. Tab. 6, S. 28). An dieser Stelle sei auch auf die Arbeit von LÖDL (1983) hingewiesen, wonach sogar die Nachtfalter-Fauna des Spitzerberges ein sehr gemischtes Bild weit verbreiteter mitteleuropäischer (Wald)arten, sowie wärmeliebender, in ihrem Vorkommen z.T. lokal begrenzter, pannonischer Elemente enthält.

Ganz in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der vegetationskundlichen Bestandesaufnahmen ermöglichen selbst diese vorerst noch undetaillierten Befunde die Einordnung verschiedener Trockenrasenbiotope nach ihrer ökologischen Wertigkeit, vor allem aber hinsichtlich ihres möglichen oder unerläßlichen Bedarfes nach gezielten Pflegemaßnahmen.

---

*) WAITZBAUER in litt.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	Felssteppe		sekundärer Trockenrasen		Trockenbusch – Gelände		Waldsaum – gesellschaft	
	n Arten	n Indiv.	n Arten	n Indiv.	n Arten	n Indiv.	n Arten	n Indiv.
DIPLOPODA								
Julidae	1	77	2	35	1	15	2	88
OPILIONES								
Nemastomatidae	–	–	–	–	–	–	1	9
Phalangiidae	2	18	2	14	1	5	1	9
ARANEAE								
Eresidae	1	9	1	6	–	–	1	4
Gnaphosidae	2	55	1	39	–	–	1	40
Lycosidae	> 12	35	8	39	2	22	4	56
Philodromidae	2	37	2	24	1	6	2	28
Salticidae	10	29	6	21	–	–	3	18
Thomisidae	2	37	2	24	1	6	2	28
SALTATORIA								
Gryllidae	1	16	1	27	1	7	1	20
Acrididae	4	67	5	60	1	11	3	35
DERMAPTERA								
Forficulidae	1	12	1	28	1	28	1	32
HETEROPTERA								
Lygaeidae	17	46	20	39	1	2	9	32
Miridae	10	24	17	32	3	12	4	26
Pentatomidae	7	37	12	40	1	4	10	30
Reduviidae	2	4	3	5	–	–	1	4
HOMOPTERA								
Cercopidae	3	37	3	36	1	6	2	22
Jassidae	40	410	67	580	8	46	21	243
COLEOPTERA								
Carabidae	9	62	22	46	11	14	18	48
Staphylinidae	3	22	4	15	1	6	3	29
HYMENOPTERA								
Formicidae	5	171	6	167	1	58	2	76
Pompilidae	2	16	1	6	–	–	1	7
Sphecidae	3	12	2	8	–	–	1	5
G E S A M T	142	1139	186	1250	35	245	93	878

Tab. 17: Familien – und Individuen – Spektrum häufiger epigäischer Arthropoden verschiedener Lebensräume auf dem Spitzerberg (Summe der Bodenfallen – Fänge 1983/84)

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

11. MÖGLICHKEITEN DER LEBENSRAUMERHALTUNG UND – SANIERUNG

11.1. Allgemeine Überlegungen:

Die Studie konnte die schwere Gefährdung weiter Trockenrasenbereiche im Naturschutzgebiet eindeutig aufzeigen. Selbst derzeit noch intakte Gesellschaften unterstehen – wenn auch verzögert – aufgrund ihrer historischen Entstehung aus Waldflächen einer regressiven Sukzession über die zunehmend rasche Bedeckung durch Dornsträucher, den weiteren Zusammenschluß der Mantelgehölze zum Trockenbusch bis letztlich zum stark verarmten Vorwaldstadium. Trockenrasen und Halbtrockenrasen im Ausmaß von >25 % der Gesamtfläche sind durch dichte Gehölzformationen bereits so stark degradiert, daß keinerlei Sanierung mehr möglich ist.

Das Dilemma des Naturschutzes auf dem Spitzerberg ist beispielhaft für alle pannonischen Trockenrasen und für viele Schutzflächen. Die vielfältigen Ursachen umspannen Zeitwandel landwirtschaftlicher Raumnutzung, Säumigkeit der zuständigen Behörde, geringes Naturschutzbudget und eine konventionell veraltete Einstellung zum Sinn des Naturschutzes im allgemeinen. Eine fachkompetente Überwachung von Schutzgebieten existiert kaum und die Durchführung spezifisch abgestimmter Pflegeprogramme wird meist eben erst theoretisch erwogen. Noch immer orientiert sich das Schwergewicht des behördlichen Naturschutzdenkens zu einseitig auf den Artenschutz, dem jedoch ohne einen gleichzeitigen Biotopschutz jegliche Basis für Dauerhaftigkeit fehlt. Wesentlich erscheint die dringlich nötige Einsicht, daß aus dem konservierenden endlich ein aktiv gestaltender Naturschutz werden muß! Trockenrasensysteme verlangen als ausgesprochene Mangelbiotope in besonders verstärktem Maß nach Sicherung und Pflege (WILDERMUTH, 1983).

Wesentliche Ansätze zur Gestaltung von Pflege – Plänen stellen die Analysen der jeweiligen Pflanzengesellschaften im Rahmen gezielter Biotopkartierungen dar. Eine gleichwertige Grundlagenforschung durch Bestandesaufnahmen des zoologischen Inventares gestaltet sich deutlich sowohl zeit – als auch kostenaufwendiger und steht daher meist noch aus. Die Beschränkung auf ökologische Indikatorgruppen könnte diesen Mangel an wissenschaftlicher, naturschutzorientierter Entscheidungshilfe sehr verbessern.

Wie schwierig die Festlegung für allgemeine Richtlinien eines Biotopmanagementes ist, zeigt sich bereits am Beispiel der pannonischen Schutzgebiete, welche insgesamt dringliche und umfassende Sanierungsmaßnahmen benötigen, die jedoch den jeweiligen, sehr spezifischen Bedürfnissen angepaßt sein müssen. Gemeinsam ist diesen Trockenrasen lediglich die ehemalige, langzeitige Weidebewirtschaftung, die gegenwärtigen Sukzessionen erfolgen hingegen verschiedenartig. Die am ehesten praktikable und auch erfolgreiche Landschaftspflege beruht auf der simplen Einsicht, daß die jeweilige, über Jahrhunderte durchgeführte Wirtschaftsform Biotop und Biozönosen gestaltet wie letztlich auch erhalten hat und daher auch künftig diesen Zweck erfüllen wird. Vielfach entspricht die erneute Weidenutzung mit

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

unterstützender Auslichtung von Gehölzzonen den Anforderungen eines modernen Naturschutzes. Durch die extensive Bewirtschaftung bleiben "naturnahe" Ökosysteme erhalten, welche gleichzeitig als ökologische Kernzellen in der Kulturlandschaft dienen. Zudem können langfristige ökologische Interessen auch die Sicherung einer lebensfähigen, ökonomisch sinnvollen Wirtschaftseinheit integrieren, soferne ein bestimmtes Maß an Nutzungsintensität eingehalten wird (POPELLER, 1985, NOWAK & ZSIVANOVITZ, 1987).

Für den SPITZERBERG konzentrieren sich die naturschutzorientierten Maßnahmen vorrangig auf die Stabilisierung des Ökosystems. Den noch intakten Trockenrasen – Arealen muß höchste Schutzwertigkeit zukommen, die bereits stark degradierten Bereiche des Naturschutzgebietes müssen hingegen vorläufig in ein Biotopmanagement nicht integriert werden.

Die Forderungen an ein zeitgemäßes Pflege – Konzept sind klar faßbar:

11.2 Felssteppen:

Biotoppflege im eigentlichen Sinn ist weder wünschenswert noch nötig. Die kleinflächigen Biozönosen sind stabil genug und Sukzessionen durch Gehölze treten nur in den Rinnen des SW – exponierten Steilhanges ohne beeinträchtigende Wirkung auf. Eine weitere, indirekte, durch Betreuerfahrzeuge und Veranstaltungsbesucher ausgelöste Expansion des Moto – Cross – Geländes ist unbedingt zu unterbinden, um Erosionsschäden möglichst zu verhindern.

11.3 artenreiche Trockenrasen:

Die hohe Biotopqualität und die beginnende Ausdehnung des Weidekuschelgeländes erfordern eine verstärkte Konzentration der Betreuung durch Beweidung und gegebenenfalls begleitende Schwendung ganz im Sinne der Durchführung auf den Trockenrasen des Hundsheimer Berges (S. 47 ff). Diese hat sich nun bereits mehrjährig bewährt und ist auf den Spitzerberg voll übertragbar. Die freien Rasenflächen sollten mittels Hütehaltung, die bereits mit Gebüsch durchsetzten durch Koppelung gepflegt werden. Zumindestens für einige Saisonen müßte zugunsten der Effizienz die Zahl der Weidetiere deutlich erhöht werden, eine Stückzahl bis zu 500 Schafe ist vorübergehend, bis zu 300 Schafe langzeitig für die Gesamtfläche des Spitzerbergs aus ökologischer Sicht vertretbar.

Beträchtliche Trockenrasenanteile stehen im Privatbesitz und unterliegen der jagdlichen Nutzung. In Absprache mit dem Grundbesitzer sollte eine Einigung zur zeitweisen Überweidung einschließlich von lokalen Gehölzauslichtungen erfolgen. Auf den restlichen, im Besitz der Gemeinde Prellenkirchen befindlichen Rasenflächen ist die örtliche Jägerschaft anzuhalten, die Anlage von Wildäckern sowie Schwarzföhren – Anpflanzungen in Naturschutzgebiet (!) zu unterlassen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

11.4 thermophile Waldsaum – Gesellschaften

Sie stellen die ökologisch wertvollsten Lebensräume im Naturschutzbegiet dar und ziehen als schmaler Randstreifen entlang des nach N angrenzenden Mischwaldes über die gut 3 km lange Längsachse des Spitzerberges. Die Pflegebedürftigkeit ist jedoch gering, soferne mittels selektiver Schwendung ein allmähliches Vordringen lichthungriger Baumarten (Esche!) verhindert wird. Pflegemaßnahmen wurden lokal bereits durch den Grundbesitzer eingeleitet. Von jeglicher Beweidung ist abzusehen.

11.5 Trockenbusch, Vorwald:

Gut ein Drittel der ehemaligen Trockenrasenfläche wird von dichten und artenarmen Gehölzen bedeckt, unter denen der Weißdorn stark überwiegt. Pflegearbeiten können hier weder aus zeitlichen, personellen, noch ökonomischen Überlegungen erfolgen – zu weit ist die Sukzession vorangeschritten. Beweidung durch Koppelhaltung ist zwar möglich (und wird bereits durchgeführt), doch ist der Aufwand zur Vorbereitung derselben im Dornbusch – Gelände überaus mühevoll. Die praktizierbaren Maßnahmen sollten sich auf die räumliche Abgrenzung dieser Gesellschaften zu den intakten Rasenflächen durch lokal verstärkte Schwendung konzentrieren, großflächig müssen sie jedoch unterbleiben.

11.6. Das Problem der Wildkaninchen – Populationen:

Individuenreiche Bestände des Wildkaninchens bevölkern die Trockenrasen und Gebüschflächen der Hundsheimer Berge, vorwiegend konzentriert auf die unteren Hangbereich mit tiefgründiger Lößauflage (besonders auf dem Spitzerberg), welche ideale Voraussetzungen für die Anlagen tiefreichender und weit verzweigter Bau – Systeme bietet. Die Kontrolle der Populationsgrößen – Steuerung untersteht der lokalen Jagdaufsichtsbehörde im Rahmen der Herbstjagd.

So lange die Trockenrasen durch Beweidungswirtschaft genützt und gehölzreiche Gesellschaften in der Minderheit waren, gestaltete sich die Bejagung unproblematisch. Seit der Entstehung dichter Gebüschflächen jedoch erfolgt im Schutz undurchdringlicher Dornsträucher eine anhaltende Vermehrung, die auch durch verstärkte Bejagung nur schwer zu unterbinden ist. Quantitative Unterlagen fehlen, doch soll laut Auskunft des örtlichen Jagdleiters die Population des Spitzerberges innerhalb der letzten 20 Jahre um 1/3 zugenommen haben. Eigene, vor vier Jahren durchgeführte Zählungen befahrener Kaninchenbauten ergaben deutliche Konzentrationen auf dichten Gehölzflächen, während offene Trockenrasen kaum oder nur randlich besiedelt werden, da der Deckungsschutz vielfach fehlt. Einen wesentlichen Regulativfaktor stellen in bestimmten Zeitabständen auftretende Seuchen dar (Kokzidiose, Myxomatose).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	insges. gezählte Bau – Eingänge	befahrene Baue pro 1000 m²
offene Trockenrasen (10.000 m²) *	18	1
Weidekuschelgelände (7.000 m²)	33	2 – 4
Trockenbusch, Vorwald (12.000 m²)	132	5 – 17 !

*) Flächensumme der Zählungen 1984/85

Obwohl der Bestand durch Infektionskrankheiten derzeit stark dezimiert ist, bleiben die über Jahre hinweg entstandenen Schäden offenkundig. Eine zu dichte Population kann die Vegetation durch Fraß so nachhaltig beeinträchtigen, daß sich die maximale Phytomassenproduktion im Jahresablauf bis zu 5 Wochen verzögert und nur wenig mehr als 50 % des unter ungestörten Verhältnissen möglichen Ertrages erreicht (MÜLLER, 1984). Gleichzeitig schädigt die Grabtätigkeit die Pflanzendecke und die Bodenoberfläche. Freigelegter Lößboden wird rasch abgeschwemmt, langzeitige Erosionsschäden sind die Folge. Die ständige Ablage von Faeces an bestimmte Plätze kann durch Überdüngung zur Vergeilung der angrenzenden Krautschicht oder deren weitgehender Vernichtung führen (Abb. 24). Eine regelmäßige Kontrolle des Wildkaninchen – Bestandes scheint jedenfalls angeraten.

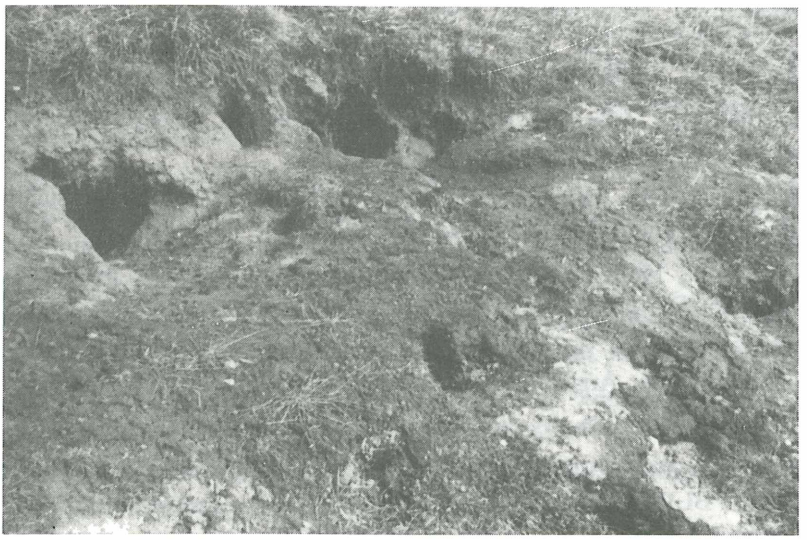


Abb. 24: Wildkaninchen können bei hoher Populationsdichte durch ihre stark wühlende Tätigkeit langzeitige Bodenerosion fördern.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

12. LITERATUR

ARCHER M., 1971: Preliminary studies on the palatability of grasses, legumes and herbs to horses. Vet. Rec. 89, 236 – 240.

ARENS R., 1976: Erfahrungen beim Einsatz von Schafen in der Landschaftspflege bei der Erhaltung der Kulturfähigkeit des Bodens. Brosch. Landschaftspflege durch Schafe 73 – 78, VDL., Bonn.

BARNER K., 1954: Die Cicindelen und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld III. Abb. Landesmus. Naturk. Münster 16, 1 – 64..

BARTH W. E., 1987: Praktischer Umwelt – und Naturschutz. Parey, Berlin.

BASKAY – TOTH B., 1966: Legelö – és rétmüvelés (Weide und Mähwirtschaft), Akademie – Verlag, Budapest, zit. in: FESTETICS A., 1970: Einfluß der Beweidung auf Lebensraum und Tierwelt am Neusiedler See. Zool Anz. 184, 1 – 17.

BECK – MANNAGETTA von G., 1890: Flora von Niederösterreich, Wien.

BFN Darmstadt, 1979/80: Pflegeplanung in Naturschutzgebieten. in: Forsten und Naturschutz in Hessen, Jb. 1979/80, Naturschutz, Landschaftspflege 60 – 61. Hess. Minist. Landesentw., Umwelt, Landw., Forst.

BLAB J., 1986: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. Schr.reihe Landschaftspflege u. Naturschutz, H.24, 2.Auflg., Kilda – Verlag, Bonn.

BLAB J. & KUDRNA O., 1982: Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Naturschutz aktuell, Bd. 6., Kilda – Verlag, Greven.

BOBEK H., 1960 – 80: Atlas der Republik Österreich. Öst. Akad. Wiss. ed., Freytag & Berndt, Wien.

BONESS M., 1953: Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Z. Morphol. Ökol. Tiere 42, 255 – 277.

BORNEMISSZA G., 1960: Could dung eating insects improve our pastures? J. Austr. Agr. Sci. 26, 54 – 56.

BOYD J., 1960: Studies of the differences between the fauna of grazed and ungrazed grassland in Tiree, Argyll. Proc. Zoo. Soc. (Lond.) 135, 33 – 54.

BRAUNS A., 1968: Praktische Bodenbiologie. Fischer, Stuttgart.

BUCHWALD K. & ENGELHARDT W., 1973: Landschaftspflege und Naturschutz in der Praxis. BLV, München.

BUNDESMINISTERIUM f. WISSENSCHAFT u. FORSCHUNG, 1976: Ökosystemforschung in Österreich. Bestandesaufnahme und Konzept. Wien.

BÜLOW – OLSSEN A., 1980: Net primary production and net secondary production from grazing an area dominated by *Deschampsia flexuosa* Trin. Agro – Eco – Systems (Amsterdem) 6, 51 – 66.

CANCELADO R. & YONKE T.R., 1970: Effect of prairie burning on insect populations. J. Kansas Ent. Soc. 43, 274 – 281.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

CERNUSCA A. & NACHUZRISVILI G., 1983: Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen intensiver Schafbeweidung im Zentral – Kaukasus. Verh. Ges. Ökol. 9, 183 – 192.

CONNOLY J. & NOLANT T., 1976: Design and analysis of mixed grazing experiments. Anim. Prod. 23, 63 – 71.

CORBETT J.L. & PICKERING F.S., 1983: Estimation of daily flows of digesta in grazing sheep. Aust. J. Agric. Res. 34, 193 – 210.

CZEWINSKI Z., JAKUBCYK H. & NOWAK E., 1974: Analysis in a sheep pasture ecosystem in the Pieniny mountains (the Carpathians). XII. The effect of earthworms on the pasture soil. Ekol. Pol. 22, 635 – 650.

DANCAU B., 1983: Erfahrungen bei der Andwendung der Feuchtezahlen zur Beurteilung des Bodenwassergehaltes. Verh. Ges. Ökol. (Festschr. Ellenberg) 11, 67 – 70.

DEMARMELS J., 1978: Trockenstandorte als Biotopinseln für Schmetterlinge und Heuschrecken. Dipl. Arbeit Univ. Zürich 1978.

D.L.G. (Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft) 1969: Produktionsverfahren Koppelschafhaltung. Arb. DLG. 122, DLG – Verlag Frankfurt.

DESENDER K., MERTENS J., D'HUSTER M. & BERBIERS P., 1984: Diel activity patterns of Carabidae (Coleoptera), Staphylinidae (Coleoptera) and Collembola in a heavily grazed pasture. Rev. Ecol. Biol. Sol. 21, 347 – 361.

DICKSON I.A., FRAME J. & ARNOT D.P., 1981: Mixed grazing cattle and sheep versus cattle only in an intensive grassland system. Anim. Prod. 33, 265 – 272.

DOLDERER P., 1952: So reich ist eine Schafweide auf der Schwäbischen Alb. Aus der Heimat 60, 270 – 274.

DOLLFUSS H., 1988: Faunistische Untersuchungen über die Brauchbarkeit von Grabwespen (Hymenoptera, Sphecidae) als Umweltindikatoren durch Vergleich neuer und älterer Aufnahmen von ausgewählten Lokalfaunen im östlichen Österreich. Linzer biol. Beitr. 20, 3 – 36.

DUDZINSKI M.L.& SRNOLD G.W., 1971: Factors influencing the grazing behaviour of sheep in a mediterranean climate. J. Appl. Anim. Ethol. 5, 125 – 144.

DUNKA B., 1984: Das ungarische Zackelschaf (*Ovis aries strepsiceros hungaricus*). Hortobágyi Nemzetipark, Debrecen.

ELLENBERG H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 2. Aufl., Ulmer – Verlag, Stuttgart.

EIJSINK J., ELLENBROEK G., HOLZNER W. & WERGER M.J.A., 1978: Dry and semi – dry grasslands in the Weinviertel, Lower Austria. Vegetatio 36, 129 – 148.

FESTETICS A., 1970: Einfluß der Beweidung auf Lebensraum und Tierwelt am Neusiedlersee. Zoöl. Anz. 184, 1 – 17.

FISCHER M., 1976: Österreichs Pflanzenwelt. in: Naturgeschichte Österreichs. 221 – 328. Forum – Verlag, Wien.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

GEPP J., 1986: Trockenrasen in Österreich als schutzwürdige Refugien wärmeliebender Tierarten. in: HOLZNER W., ed. 1986: Österreichischer Trockenrasenkatalog. Grüne Reihe, Bundesminist. Gesundheit u. Umweltschutz Bd. 6, 15 – 27, Eigenverlag, Wien.

GEERDES B. & MOLL G., 1983: Waldgesellschaften der Hainburger Berge und angrenzender Gebiete (Niederösterreich). Verh. Zool. – Bot. Ges. Öst. 121, 5 – 38.

GISI U. & OERTLI J., 1981a – d: Ökologische Entwicklung im Brachland, verglichen mit Kulturwiesen. a) Physikalisch – chemische Veränderungen im Boden. Oecologia Plantarum 16, 7 – 21. b) Veränderungen in der ober – und unterirdischen Pflanzenmasse. Oecologia Plantarum 16, 79 – 86. c) Mikrobiologische Veränderungen im Boden. Oecologia Plantarum 16, 165 – 175. d) Veränderungen im Mikroklima. Oecologia Plantarum 16, 233 – 249.

GLAVAC V., 1983: Über die Wiedereinführung der extensiven Ziegenhaltung zwecks Erhaltung und Pflege von Kalkmagerrasen. Z. Naturschutz Nordhessen H. 6.

GÖRS S.S., 1974: Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen. in: Das Taubergießengebiet. Natur – und Landschaftsschutzgebiet. Bad. – Württ. 7, 355 – 399.

GREULICH L., 1982: Der Einfluß der Biotopzerstörung durch Wegebau auf die Fauna der Trockenrasen am Bausenbergs (Untersuchungen an Carabiden und Isopoden). in: HOFFMANN H. – J. & THIELE H. – U., 1982: Neue Untersuchungen zur Tierwelt des Bausenberges in der Eifel. Decheniana (Bonn) 27, 9 – 46.

HALACSY von E., 1896: Flora von Niederösterreich. Tempsky, Wien.

HANSKI J. & KOSKELA H., 1977: Niche relations among dung – inhabiting beetles (Col.). Oecologia (Berl.) 28, 203 – 231.

HARING F., ed., 1980: Schafzucht. Ulmer, Stuttgart.

HEMPEL W., HIEBSCH H. & SCHIEMENZ H., 1971: Zum Einfluß der Weidewirtschaft auf die Arthropoden – Fauna im Mittelgebirge. Faun. Abh. Mus. Dresden 3, 253 – 281.

HERMANN H., 1978: Gestaltung und Pflege von Biotopen mit besonderer Berücksichtigung von Schmetterlingen und anderen Tieren. Veröff. Natursch., Landschaftspfl. Bad. – Württ. 47/48, 287 – 315.

HEINTZKE G., 1974: Naturpark – Management. Natur u.Landschaft 49, Beih. 7.

HOLSTE U., 1974: Faunistisch – ökologische Untersuchungen der Carabiden – und Chrysomelidenfauna (Coleoptera, Insecta) xerothermer Standorte im Oberen Weserbergland. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 36, 28 – 53.

HOLZNER W., ed. 1986: Österreichischer Trockenrasenkatalog. Grüne Reihe Bundesminist. Gesundheit u. Umweltschutz Bd. 6, Eigenverlag Wien.

HURST G.A., 1970: The effects of controlled burning on arthropod density and biomass in relation to bobwhite quail habitat on a sight of way. Proc. Tall Timbers Conf. on Ecol. Anim. Control by Hab. Manag. 173 – 183.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 1973: Die Niederschläge, Schneeverhältnisse, Luft- und Wassertemperaturen in Österreich im Zeitraum 1961 – 1970. Beitr. Hydrogr. Öst. 43.

ITTIG R. & NIEVERGELT B., 1977: Einfluß von Brachland auf das Verhaltensmuster einiger Wildtierarten in einem begrenzten Gebiet des Mittelgoms. Natur u. Landschaft 52, 170 – 173.

JAKL H.L., 1975: Kotbewohnende Käfer vom Uferbereich der Darscho Lacke. BFB – Bericht 7, Biol. Station Illmitz, Bgld.

KAMPICHLER Ch., 1987: Ökologie der Tiergemeinschaft in den Polstern der Federnelke *Dianthus lumnitzeri* WIESBAUR 1886 in den Trockenrasen der Hainburger Berge. Zoolog. Diss. Univ. Wien.

KAMPICHLER Ch., 1989: Community structure and vertical distribution of Collembola and Cryptostigmata in a dry turf cushion plant. Biol. Fertil. Soils (in press).

KASY F., 1961: Bemerkenswerte wärmeliebende Schmetterlingsarten in schon bestehenden und projektierten Schutzgebieten im östlichen Österreich. Verh. 9. Int. Kongr. Entomologie Wien, 1, 519 – 525.

KASY F., 1981: Natruschutzgebiete im östlichen Österreich als Refugien bemerkenswerter Lepidopterenarten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. – Württ. 21, 109 – 120.

KASY F., 1983: Die Schmetterlingsfauna des WWF – Naturreservates "Hundsheimer Berge" in Niederösterreich. Z. Arbeitsgem. Öst. Entomol. 34 Suppl. 1982.

KIEL A. & KELLER H., 1977: Feuer in Halbtrockenwiesen und Brachgebieten. Schweizer Naturschutz 43, 6 – 7.

KIENZLE K., 1983: Sterben die Mesobrometen aus? Bauhinia 7, 243 – 251.

KIRLINGER Ch., 1986: Dorferneuerung in Österreich. Ein Rückblick. Landtechn. Schr.reihe ÖKL (Wien) 132.

KING K.L. & HUTCHINSON K.J., 1976: The effects of sheep stocking intensity on the abundance and distribution of mesofauna in pastures. J. Appl. Ecol. 13, 41 – 55.

KIRCHNER J., ed., 1980: Trockenrasen, Gefahren und Schutz. Reihe Gefährdete Lebensstätten unserer Heimmat "Trockenrasen". Dtsch. Naturschutzring, Bds.verband f. Umweltschutz, Bonn.

KLAPP E., 1951: Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes. Völkenrode – Verlag, Bonn.

KLAPP E., 1954: Wiesen und Weiden. Parey – Verlag, Berlin.

KLESS J., 1974: Die Käferarten des Schutzgebietes "Taubergießen" am Oberrhein. Natur – und Ldschutzgeb. Bad. – Württ. 7, 552 – 569.

KLINKA J., 1954: The influence of pasturing on the phytocoenosis of the Slovak Karst. Angew. Pflanzensoziol. Sonderfolge, Festschr. Aichinger 2, 1235 – 1237.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

KLÖTZLI F., 1978: Wartung, Sicherung, Erhaltung von Naturschutzgebieten. Einige rechtliche und technische Probleme. Ber. schwyz. Naturf. Ges. 7, 23 – 32.

KNAPP R., 1944 Die Trockenrasen und Felsfluren der Hainburger Berge. Halle (Saale), (Manuskript).

KNAUER N., 1981: Vegetationskunde und Landschaftsökologie. UTB 941, Quelle & Meyer – Verlag, Heidelberg.

KOSKELA H. & HANSKRI J., 1977: Structure and succession in a beetle community inhabiting cow dung. Ann. Zool. Fenn. 14, 204 – 233.

KRATOCHWIL A., 1979: Die wechselseitigen Beziehungen zwischen blütenbesuchenden Insekten und dem Blütenpflanzenangebot in einem versaumten Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. Eine Grundlage für die Erarbeitung eines Pflegekonzeptes. Arbeitsber. Minist. Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt Bad. – Württ. J. Ms., Freiburg.

KRATOCHWIL A., 1983: Zur Phänologie von pflanzen – und blütenbesuchenden Insekten (Hymenopt., Lepidopt., Dipt., Coleopt.) eines versaumten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – ein Betrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Biotope gefährdeter Tierarten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. – Württ. 34, 57 – 108.

KRATOCHWIL A., 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesucher – Gemeinschaften: biozönologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (Mesobrometum) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). Phytocoenologia 11, 455 – 669.

KRATOCHWIL A., 1985: Beobachtungen zur Blütenbesucher – Gemeinschaft (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines aufgelassenen Halbtrockenrasens im Kaisersthul (Südbaden), ein Beitrag zur Bedeutung brachliegender Wiesen für den Naturschutz. Mitt. dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 4, 453 – 456.

KRAUSE E.Ch., ADAM K. & SCHÄFER B., 1983: Landschaftsbildanalyse. Methodische Grundlagen zur Ermittlung der Qualität des Landschaftsbildes. Schr. – Reihe Landwirtschaftspflege Naturschutz 25, Bundesforsch. Anstalt f. Naturschutz, Landschaftsökol., Bonn.

KRÜSI B., 1981: Phenological methods in permanent plot research. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 75, 1 – 115.

LANGER H., 1978: Mensch – Umwelt als ökologisches System. in: BUCHWALD K. & ENGELHARDT W.: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Ummwelt, Bd.2, München.

LAURENCE B.R., 1954: The larval inhabitants of cow pats. J. Anim. Ecol 23, 234 – 260.

LOHMEYER W., 1953: Beitrag zur Kenntnis der Pflanzengesellschaften in der Umgebung von Höxter an der Weser. Mitt. flor. – soz. Arb. Gem. N.F. 4, 59 – 76.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

LÖDL M., 1983: Beitrag zur Macroheteroceren – Fauna des Spitzerberges (östliches Niederösterreich). Verh. Zool. – Bot. Ges. Öst. 121, 39 – 43.

LUX H., 1979: Wanderungen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Verlag Verein Naturschutzpark e.V., Stuttgart – Hamburg.

MAAREL van der E., 1969: Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege in: BUCHWALD K. & ENGELHARDT W., ed: Handbuch Landschaftspflege und Naturschutz in der Praxis. BLV, München.

MAAREL van der E., 1976: Die Verarmung der niederländischen Gefäßpflanzenflora in den letzten 50 Jahren und ihre teilweise Erhaltung in Naturreservaten. Schriftenr. Vegetationskd. 10, 63 – 73.

MAHN E.G., 1986: Stand und Probleme der Erforschung kontinentaler Xerothermrasen im zentraleuropäischen Raum aus heutiger Sicht. Verh. Zool. – Bot. Ges. Öst. 124, 5 – 22.

MALICKY H., 1968: Der Einfluß andauernder Beweidung auf die Kleintierfaua der Hutweiden im Seewinkel (Burgenland). Allgemeines und Formicidae. Wiss. Arb. Bgld. 40, 58 – 64.

MALICKY H., 1972: Vergleichende Barberfallenuntersuchungen auf den Apetloner Hutweiden (Burgenland) und im Wiener Neustädter Steinfeld (Niederösterreich). Spinnen (Araneae). Wiss. Arb. Bgld. 48, 109 – 123.

MATHE J., 1961: Erodierte Weiden in der Umgebung von Parád. Acta Agron. Hung. 11, 383 – 404.

MATTERN H., WOLF R. & MAUK J., 1979: Die Bedeutung von Wacholderheiden im Regierungsbezirk Stuttgart sowie Möglichkeiten zu ihrer Erhaltung. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad. – Württ. 49/50, 9 – 29.

MEDWECKA – KORNAS A., 1960: Poland's steppe vegetation and its conservation. State Council f. Conserv. Nature Publ. (Krakau), 6.

MERKEL E., 1980: Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei "Ödland" – Schrecken der Roten Liste. Schr. R. Natursch. Landschaftspfl. 12, 63 – 69.

MORENT R., 1987: Hundsheim einst und jetzt. Ein historischer Streifzug. Eigenverlag Gemeindeamt Hundsheim, NÖ.

MORRIS M.G., 1968: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ingrazed chalk grassland. II. The faunas of sample turves. J. Appl. Ecol. 5, 601 – 611.

MORRIS M.G., 1969: Populations of invertebrate animals and the management of chalk grassland in Britain. Biol. Conserv. 1, 225 – 232.

MÜHLHAN W., 1932: Das Landschaftsbild der südlichen Lüneburger Heide. Ein Beispiel für die Wandlung der Kulturlandschaft. Bolke – Verlag Braunschweig.

MÜLLER H.J., 1984: Ökologie. UTB 1318, Fischer, Stuttgart.

NEILREICH A., 1858: Flora von Niederösterreich und Nachträge. Wien.

NEVOLE J., 1934: Die Wald – und Steppenflora des Wiener Beckens I. Die Hainburger Berge in Niederösterreich. Eigenverlag Hainburg, NÖ.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

NEWTON J.E. & JACKSON C., 1985: The effects of management and duration of grazing by sheep during the autumn and winter on subsequent grass production. J. Agric. Sci. Camb. 105, 199 – 203.

NIKLFELD H., 1964: Zur xerothermen Vegetation im Osten Niederösterreichs. Verh. Zool. – Bot. Ges. Öst. 103/104, 152 – 181.

NOWAK E. & ZWIVANOVITS K. – P., 1987: Gestaltender Biotopschutz für gefährdete Tierarten und deren Gemeinschaften. Schr.reihe Landschaftspflege Naturschutz H.28, Kilda – Verlag, Bonn.

OBERGFÖLL F.J., STAUSS R. & WEHRE M., 1984: Trittbelastung auf Halbtrockenrasen in Schutzgebieten des Ballungsraumes Stuttgart und Möglichkeiten der Renaturierung. Verh. Ges. Ökol. 12, 607 – 615.

PAFFEN K., 1940: Heidevegetation und Ödlandswirtschaft der Eifel. Beitr. Landeskd. Rheinlande 3.R., H.3, Röhrscheid – Verlag, Bonn.

PARSONS A.J., LEAFE E.L., COLLETT B., PENNING P.D. & LEWIS J., 1983: The physiology of grass production under grazing. J. Appl. Ecol. 20, 127 – 139.

PETROVITZ R., 1956: Die koprophagen Scarabaeiden des nördlichen Burgenlandes. Wiss. Arb. Bgld. 13.

POKORNY M. & STRUDL M., 1986: Trockenrasen: gefährdete Landschaftselemente. in: HOLZNER W., ed.: Österreichischer Trockenrasen – Katalog. Grüne Reihe Bundesminist. Gesundheit, Umweltschutz Wien, Bd. 6, 28 – 34.

RADEMACHER B., 1953: Die Bedeutung der Schafhaltung im Pflanzenschutz. Süddeutsch. Schäferzeitg. 43, 197 – 199.

REICHHOFF L. & BÖHNERT W., 1978: Zur Pflegeproblematik von Festuco – Brometea – Sedo – Scleranthetea – und Corynophoretea – Gesellschaften in Naturschutzgebieten im Süden der DDR. Arch. Natursch. Landsch. Forsch. 18, 81 – 102.

REICHOLF J., 1973: Die Bedeutung nicht bewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter. Natur u. Landschaft 48, 80 – 81.

RIESS W., 1980: Möglichkeiten der Feuerökologie zum Management von Vogelbiotopen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad. – Württ. 16, 97 – 105.

SCHEIDELER M. & SMOLIS M., 1983: Die Halbtrockenrasen am Bielenberg (Kr. Höxter) – Entwicklung, Zustand, Schutz und Pflegeproblematik. Natur u. Heimat (Münster) 43, 117 – 125.

SCHEUERMANN E., MATHIAS E. & GIEBLER D., 1980: Untersuchungen über das Weideverhalten von Ziegen in Nordtunesien. Gießener Beitr. Entwicklungsforsch. Reihe II (Monographien), H. 4.

SCHIEFER J., 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme. Natur u. Landschaft (Stuttgart) 57, 264 – 269.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

SCHINER F. & GURSCHLER A., 1978: Saccharose- und Dehydrogenaseaktivitätsmessungen in verschiedenen Böden der subalpinen Stufe. in: CERNUSCA A., ed: Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programmes Innsbruck 2., 275-288, Wagner-Verlag, Innsbruck.

SCHMIDT G., 1935: Beiträge zur Biologie der Aphodiinae. Stettiner Ent. Z. 96, 293-350.

SCHMIDT H., 1981: Die Wiese als Ökosystem. Aulis-Verlag, Köln.

SCHREIBER K.-F., 1980: Die Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 8, 185-203.

SCHRÖDER W., DIETZEN W. & GLÄNZER U., 1981: Das Birkhuhn in Bayern. Schr.-R. Natursch. Landschaftspfl. (München) H. 13.

SCHUBERT R., 1984: Lehrbuch der Ökologie. Fischer-Verlag, Jena.

SCHWEICKHARDT F., R.v. Sickingen, 1830-32: Darstellung des Erzherzogtums Österreich unter der Enns, V., u.W., Bd. 1, 2, 5. PP. Mechitaristen, Wien.

SCHWEICKHARDT F., R.v. Sickingen, ca. 1830-32 (40?): Perspektivkarte des Erzherzogtums Österreich unter der Enns. PP. Mechitaristen, Wien.

SPEEDING C., 1971: Grassland ecology. Clarend Press, Oxford.

STAPLEDON R.G., 1927: Characters which determine the economic value of grasses. II. Ratio of leaf to stem. J. Ministry Agric. 34, 11-19, London.

STAPLEDON R.G. & MARTIN G.J., 1926: The sheep as a grazing animal and as an instrument for estimating the productivity of pastures. Univ. Coll. Wales. Welsh Plant Breed. Sta. Ser. H. 5, 42-53.

STEFFNY H., KRATOCHWIL A. & WOLF A., 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperiidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, *Bombus*) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene). Natur u. Landschaft (Stuttgart) 59, 435-443.

STRUDL M., 1979: Die Flora der östlichen Hainburger Berge, der Wolfsthaler Donauauen und des Haidbodens bei Berg (Niederösterreich, Burgenland). Botan. Hausarbeit Nr. 30, Univ. Wien.

STÜSSI B., 1970: Vegetationsdynamik in Dauerbeobachtung. Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp La Schera im Schweizer Nationalpark während der Reservatsperiode 1939-1965. Ergebn. wiss. Unters. schweiz. Nationalpark (Zürich), 13, H. 61.

SUKOPP H., 1974: Die Bedeutung von Schutzgebieten für die Pflanzen- und Tierwelt. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 23, 61-73.

SWAIN N., 1982: Note on the grazing behaviour of sheep and goat on natural degraded semiarid range land. Indian. J. Anim. Sci. 52, 829-830.

TAUSCHER H., 1982: Zur Biotopbindung der postembryonalen Entwicklungsstadien der Feldheuschrecke *Oedipoda caerulescens* (Orthoptera, Acrididae). Zool. Diss. Nr. 634, Univ. Wien.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

TISCHLER W., 1980: Biologie der Kulturlandschaft. Fischer, Stuttgart.

TOLLMANN A., 1977: Geologie von Österreich. 1. Die Zentralalpen. Deuticke, Wien.

VAN HOOK R.I., 1971: Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem. Ecol. Monogr. 41, 1 – 26.

WEAVER J.E., 1950: Effect of different intensities of grazing in depth and quantity of roots and grasses. J. Range Monogr. 2, 100 – 113.

WEGENER U. & KEMPF H., 1982: Das Flämmen als Pflegemethode landwirtschaflich nicht genützter Rasengesellschaften. Landschaftspfl. – Natursch. Thüringen 19, 57 – 63.

WENDELBERGER G., 1953: Die Trockenrasen im Naturschutzgebiet auf der Perchtoldsdorfer Heide bei Wien. Eine soziologische Studie. Angew. Pflanzensoziol. 9.

WENDELBERGER G., 1954: Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. Angew. Pflanzensoziologie, Festschr. Aichinger (Wien), I, 573 – 634.

WENDELBERGER G., 1959: Die Waldsteppen des pannonischen Raumes. Veröff. Geobot. Inst. Rübel (Zürich) 35, 76 – 113.

WILCKE D., 1963: Untersuchungen über den Einfluß von Bodenverdichtungen auf das tierische Edaphon landwirtschaftlich genutzter Flächen. Z. Acker – und Pflanzenbau 118, 1 – 44.

WILKE E. & KIELWEIN G., 1983: Ziegen, eine Alternative. Ferber'sche Universitätsbuchhandlung, Gießen.

WILDERMUTH H., 1983: Naturschutz und Landschaftspflege zwischen Gestalten und Erhalten. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 33, 69 – 91. Kilda Verlag Greven.

WILLMANNS O., 1975: Junge Veränderungen der Kaiserstühler Halbtrockenrasen. Daten Dokum. Umweltsch. 14, 15 – 22.

WILLMANNS O. & KRATOCHWIL A., 1983: Naturschutz – bezogene Grundlagen – Untersuchungen im Kaiserstuhl. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad. – Württ. 34, 39 – 56.

WOLKINGER F., 1976: Ökologie und Vegetation mitteleuropäischer Trockengebiete. in: Mitteleuropäische Trockenstandorte in pflanzen – und tierökologischer Sicht. 3 – 27. 2. Fachtag. L. Boltzmann – Inst. Graz 1976.

WOLKINGER F., SEPP J., PLANK S. & ZIMMERMANN A., 1981: Die Natur – und Landschaftsschutzgebiete Österreichs. Öst. Ges. Natur – und Umweltsch. (Wien) H.7.

ZIMMERMANN P. & WOIKE M., 1982: Das Schaf in der Landschaftspflege. Mitt. LÖLF. 7, 1 – 13.

ZWÖLFER W., 1978: Mechanismen und Ergebnisse der Co – Evolution von entomophagen Insekten und höheren Pflanzen. Naturw. Verh. (Hamburg) Sonderbd. 2, 7 – 50.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at