

Offenhaltung von Landschaften - Wissenschaftliche Begleituntersuchungen auf Brachflächen mit unterschiedlichem Management in Baden-Württemberg

KARL-FRIEDRICH SCHREIBER

Inhalt:

- 1 Einleitung
- 2 Versuchsflächen, Versuchsprogramm und Untersuchungsmethoden
 - 2.1 Versuchsflächen
 - 2.2 Versuchsprogramm
 - 2.3 Untersuchungsmethoden
- 3 Versuchsergebnisse und ihre Interpretation
 - 3.1 Gehölzentwicklung bei unterschiedlichem Management
 - 3.2 Auswirkungen und Folgen des Mulchens auf die Grasnarbe
 - 3.3 Mulchen ein Mahd-Ersatz?
 - 3.4 Kontrolliertes Brennen
 - 3.5 Grünlandentwicklung unter dem extensiven Weideeinfluss von Ziegen, Schafen, Rindern und Pferden
- 4 Zusammenfassende Diskussion wichtiger Aspekte der Pflegemaßnahmen zur Offenhaltung der Kulturlandschaft
- 5 Literaturverzeichnis

1 Einleitung

Nicht erst in den letzten Jahren vor und nach der Jahrtausendwende haben sich dem Naturschutz und der Landschaftspflege die Probleme der Offenhaltung der Kulturlandschaft gestellt: Probleme, die das geschätzte Bild von Landschaften wie dem „lieblichen Taubertal“ völlig verändern werden, wenn wir sie nicht in den Griff bekommen. Aber wir sollten andererseits nicht vergessen, dass das Problem des Brachfallens von Flächen so alt ist wie die landwirtschaftliche Nutzung der Landschaften seit der ersten Landnahme selbst.

Schon Ende der 60er Jahre des vergangenen Jahrhunderts haben die wirtschaftliche Entwicklung, der zunehmende Wohlstand und besonders die Intensivierung der Landwirtschaft zur Aufgabe von bislang genutzten Flächen in derartigem Umfang geführt, dass z. B. in Baden-Württemberg bereits ca. 50.000 ha Sozial- und Grenzertragsbrache registriert wurden (MINISTERIUM LANDWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 1975). MEISEL (1972) berichtet von 255 000 ha Brachland im

Bundesgebiet (alt) und weist Schwerpunktgebiete aus wie z. B. das Dillenburg Land. Dies brachte die dortigen Gemeinden in arge Not, denn sie lebten bisher weitgehend vom Fremdenverkehr, dem die von der Nebenerwerbslandwirtschaft offen gehaltene Landschaft zugute kam. Inzwischen geben die Betriebe, wie wir sie auch in Baden-Württemberg kennen, auf. Die Gemeinden waren gezwungen, mit eigenen Pflegetrupps die teilweise bis zu 90 % ungenutzte Feldflur und die u. a. mit Besenginster zuwachsende Landschaft für ihre Feriengäste wieder offen zu halten, um eine gewichtige Einnahmequelle nicht versiegen zu lassen. Heute ist das Taubertal in ähnlicher Bedrängnis.

In Baden-Württemberg war diese Situation der Anlass, Anfang der 70er Jahre im Auftrag des Landwirtschaftsministeriums ein Konzept und darauf aufbauend ein Versuchsprogramm zur „Offenhaltung der Kulturlandschaft“ zu entwickeln, das nicht nur wissenschaftlichen, sondern auch praktischen Anforderungen an extensive, kostengünstige und vielseitige Pflegemaßnahmen entsprach (SCHREIBER 1974, 1977, 1980a,b, 1981, 1997a,b,c, 2001a,b; SCHREIBER et al. 1997, 2000; SCHIEFER 1981; SCHREIBER & SCHIEFER 1985). Wir konzentrierten uns bei der Auswahl der Versuchsflächen aus Gründen längerfristiger Versuchssicherheit nur auf solche der öffentlichen Hand in den stärker vom Brachfallen betroffenen Gebieten und dort fast ausschließlich auf aufgegebenes Grünland. Über die Entwicklung von Ackerbrachen lagen bereits vielfältige Kenntnisse, Beobachtungen und Untersuchungen vor, die von HARD (1976) hinsichtlich der Vegetationsentwicklung sehr gründlich aufgearbeitet und zusammengefasst wurden, während über die Zukunft der Grasnarbe von brachgefallenem Grünland mehr Spekulation als Wissen vorherrschte. Die anfänglichen Prozesse der Sukzession von aufgegebenem Grünland sind oft nicht so spektakulär wie die einer Ackerbrache, und das häufig, aber keineswegs immer ausgeprägte Beharrungsvermögen gegenüber Veränderungen der langjährig von durch Schnitt oder Verbiss und Tritt geformten Dauergesellschaften nach Aufgabe der Grünlandnutzung (vgl. u.a. MEISEL 1973) war weitgehend unbekannt. Der ganz offenbar ziemlich unveränderte Zustand der über 50 Jahre nicht mehr genutzten Borstgrasweiden im Statzer Wald oberhalb von St. Moritz in der Schweiz ist ein beredtes Beispiel dafür.

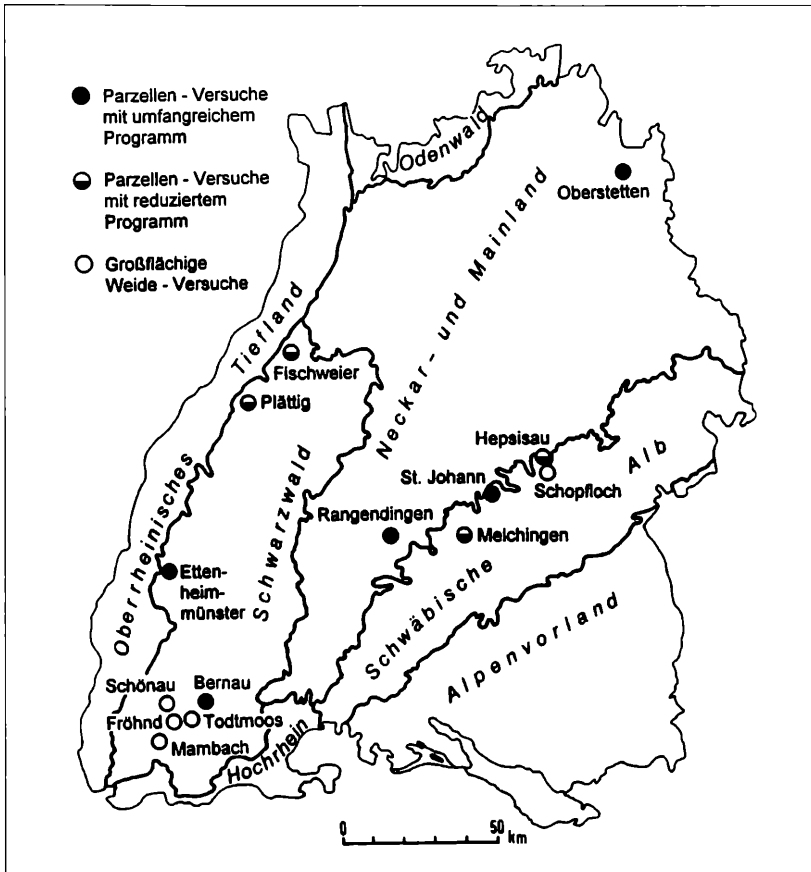


Abb. 1: Lage der Versuchsfelder

Mit Ausnahme des Oberrheinischen Tieflandes, des unteren Neckarlandes sowie des Alpenvorlandes liegen in den Großlandschaften Baden-Württembergs insgesamt 14 Versuchsfelder:

- 1 Oberstetten (Taubergrund)
- 2 Hepsisau (Mittlerer Albtrauf)
- 3 Schopfloch,
- 4 St. Johann und
- 5 Melchingen (Mittlere Kuppenalb)
- 6 Rangendingen (Obere Gäue)
- 7 Fischweier
- 8 Plättig (Nordschwarzwald)
- 9 Ettenheimmünster (Südwestlicher Schwarzwaldrand)
- 10 Bernau
- 11 Schönau
- 12 Todtmoos
- 13 Fröhnd und
- 14 Mambach (Südschwarzwald).

Die Fläche in Hochstetten in der Oberrheinniederung (Nr. 8) ist leider wegen zu kurzer Pachtverträge schon frühzeitig ausgefallen.

Standortverhältnisse und Vegetation (Tab. 1): Die Standortverhältnisse sind sowohl von den Böden als auch von Wasserhaushalt und Klima her sehr unterschiedlich, aber meist sehr typisch

für die Grenzstandorte und Brachflächen des jeweiligen Gebietes. Sie weisen insgesamt verschiedene ökologische Gradienten auf, die von kalkreichen bis sauren, sehr fruchtbaren bis sehr leistungsschwachen Böden reichen, trockene bis nasse Lagen sowie sehr warme bis kalte Flächen von den Weinbergen des Taubertals bis zu den Höhen des Südschwarzwaldes (um 1150 m) umfassen und mit unterschiedlichen Grünlandgesellschaften besetzt waren und sind (Tab. 1). In keinem Fall handelte es sich um vegetationskundlich vom Naturschutz als besonders hochwertig eingestufte Gesellschaften, sondern immer um „durchschnittliches“ wenig attraktives und meist nicht besonders artenreiches Grünland – vielleicht mit Ausnahme der Kalk-Halbtrockenrasen sowie der Flügelginsterweiden des Hochschwarzwaldes.

Vegetationsuntersuchung

Es wurden ursprünglich zehn Parzellenversuche mit unterschiedlichen Management-Maßnahmen, von denen heute noch neun existieren, sowie fünf großflächige Weideversuche eingerichtet (vgl. Tab. 2). Alle Versuche erhielten mindestens eine - in den Weideflächen immer eingezäunte - Parzelle „ungestörte Sukzession“ (US), damit man auf jeden Fall den natürlichen Verlauf der Vegetations- und Standortentwicklung beim Brachfallen unter den jeweiligen Bedingungen verfolgen konnte. Um zu beobachten, wie sich die Grasnarbe ohne Konkurrenz durch den erwarteten Strauch- und Baumbewuchs entwickelt, richtete man in sechs Versuchsflächen jeweils eine weitere Parzelle als „gelenkte Sukzession“ (GS) ein, in der aufkommende Gehölze bei störend werdender Dichte ohne nennenswerte Beeinflussung der Grünlandnarbe auf den Stock gesetzt werden sollten; dies ist bis jetzt erst in vier Parzellen notwendig geworden.

Die wichtigste Pflegemaßnahme in allen Parzellenversuchen war das „Mulchen 2 x jährlich“ (2M), anfänglich noch Mitte Juni und Mitte August, wenige Jahre später Ende Juni/Anfang Juli und Ende August/Anfang September. Mit dieser Maßnahme sollte zugleich ein Bezug zu der früheren zweischürigen Wiesenutzung hergestellt werden. Denn ein Mahd-System mit Herausnahme des Schnittgutes stand in der damaligen Situation einer hoch intensiv werdenden Landwirtschaft aus wirtschaftlichen Gründen als „extensive Maßnahme“ gar nicht zur Debatte, da sie fast genau soviel kostete wie die übliche, aber abgeschaffte Heuwerbung. Da erschien das Mulchen und Liegenlassen des zerkleinerten Materials in der Erwartung eines rascheren Umsatzes als „die“ Alternative. Je nach Größe der einzelnen Versuchsfelder wurden weitere Parzellen hinzugefügt, in denen Häufigkeit und Zeitpunkt des Mulchens variiert wurden: „Mulchen 1 x jährlich spät“ (1Ms), „Mulchen 1 x jährlich früh“ (1Mf), ferner „Mulchen jedes 2. Jahr“ (M2) und „Mulchen jedes 3. Jahr“ (M3) jeweils Ende August/Anfang September. Erst später fügten wir auf Anregung des Naturschutzes zum Vergleich auf einigen Versuchsfeldern auch

Tab. 1: Standortverhältnisse und Vegetation

Nr.	Ort (Gevann)	Region	Höhe ü. NN [m]	Ø Jahres- mittelt. [°C]	Ø Nieder- schläge [mm]	Geologie	Standortverhältnisse	Vorherrschende Ausgangsvegetation (1974, 1 Jahr vor Versuchsbeginn)
Parzellenversuche mit umfangreichem Programm								
1	Niederstetten- Oberstetten	Taubergebiet	± 380	8,5 - 9°	± 700	Oberer Muschelkalk (no)	Fruchtbare, tiefgründige kolluviale Braunerden auf Bachterrassen, an Hängen mittelgründige, mäßig trockene Terra fusca mitl. Fruchtbarkeit	Salbei-Glatthaferwiesen (Dauco- Arrhenatheretum brometosum)
2	Einingen- St. Johann	Mittlere Kuppenalb	± 760	6 - 6,5°	± 900	Weißjura- (Malm-) Kalke (w δ)	Flachgründige, trockene Braunerde-Rendzinen über klüftigem Kalkstein, geringe Fruchtbarkeit	Weide-Halbrockenrasen (Centiano- Koelerietum)
3	Rangendingen- Hart	Südwestl. Keuperhügelland	± 460	7,5 - 8°	± 750	Gipskeuper (km 1)	Höchstens mittelgründige, wechsellockere (Rendzina- u. Ranker-) Pelosole aus Tonmergeln, kein Wurzeltiefenwachstum möglich, geringe Fruchtbarkeit	Kalk-Halbrockenrasen (Mesobrometum arrhenatheretosum), teilw. Saumgesell- schaften (Trifolio-Agrimoniolum eupatoriace)
4	Eitenheim- Eitenheim- münster	Westl. Mittlerer Schwarzwald	± 300	8 - 8,5°	± 900	Mittlerer Buntsandstein (sm)	Mäßig wechselfeuchte, teilweise schwach pseudovergleyte, tiefgründige, aber nährstoffverarmte, basenarme Braunerden in Hanglagen mit höchstens mittlerer Fruchtbarkeit	Glatthaferwiesen (Dauco-Arrhenatheretum typicum), teilweise wechselfeucht mit <i>Angelica sylvestris</i> , z.T. in magerer Subvariante
5	Bernau- Innerlehen	Südl. Hochschwarzwald	± 1100	± 5,5°	± 1800	Granite (G)	Sehr tiefgründige, sonnexponierte, mäßig frische, sandig/grusig-lehmige Humusbraunerden; relativ nährstoffreiche, hängige und aufgrund der kurzen Vegetationsperiode aber landwirtschaftlich wenig ertragsfähige Standorte	Flügelgnisterweiden (Festuco-Genistel- etum trifolietosum, teilw. in der Variante mit <i>Vaccinium myrtillus</i>)
Parzellenversuche mit reduziertem Programm								
6	Weilheim- Hepsisau	Mittlerer Albtrauf	± 560	7,5 - 8°	± 900	Oberer Braunjura (by + C) und Kalkschutt	Mäßig pseudovergleyte, kalkhaltige Pelosole, mittelgründig, aber durch nährstoffreiches Hangwasser sehr fruchtbare, leistungsfähige, meist mäßig geneigte Standorte, stellenweise Rendzina-Pelosole	Montan getönte Glatthaferwiesen (Alche- millo-Arrhenatheretum typicum), überweidet
7	Burladingen- Melchingen	Mittlere Kuppenalb	± 810	5,5 - 6°	± 900	Obere Weißjura- (Malm-) Kalke (w δ)	Überwiegend mittelgründige, mäßig frische Terra fusca mittlerer Fruchtbarkeit über klüftigen Weißjurakalken, teilweise flachgründige Rendzinen in hängiger Lage	Montane Glatthaferwiesen (Alchemillo- Arrhenatheretum typicum), Brachypo- dium pinnatum-Stadien
8	Liedolsheim- Hochstetten	Nördliche Oberheinniederung	seit 1982 durch vorzeitige Kündung des Pachtvertrages aufgegeben!					
9	Karlsbad- Fischweiler	Albtal, NW-Schwarzwald	± 220	8 - 8,5°	± 950	Auensedimente (a)	Wechselfeuchte sandige Braunerde-Gleye (Uferwall), feuchte bis nasse Gleye, Anmoor- und Niedermoorstandorte ± mittlerer Leistungsfähigkeit	Feuch- und Nasswiesen (Alchemillo- Arrhenatheretum polygonetosum, Angeli- co- Cirsietum oleracei, Caricetum gracilis u.a.)
10	Baden-Baden (Pläffig)	Westl. Nord- Schwarzwald	± 740	6 - 6,5°	± 1900	Granite (G)	Sickermasse Hang-Anmoor-Gleye mäßiger Fruchtbarkeit	Kälberkopf-Quellstaudenflur (Chaerophyllo- Ranunculetum aconitifolii)
Großflächige extensive Weideversuche								
11	Schopfloch	Mittlere Kuppenalb	± 730	6,5 - 7°	± 1000	Obere Weißjura- (Malm-) Kalke (w δ)	Trockene, flachgründige Braunerde-Rendzinen am Rande eines Trockentalsystems bis kolluvial überprägte, frische, tiefgründige Terra fusca relativ großer Leistungsfähigkeit, aber stark spätfrostgefährdet	Roschwingelweiden (Alchemillo-Cynosu- retum plantagnetosum bis typicum)
12	Schönau (Haseberg)	Wiesetal, Südwestl. Schwarzwald	± 730	6,5 - 7°	± 1600	Granite (G)	Tiefgründige, fruchtbare, teilweise ehemals beackerte, frische Braun- erden mit sehr gutem Kalziumabfluss, teilweise hängig	Berg-Fetwiesen (Alchemillo-Arrhenathe- retum typicum bis festucetosum rubrae)
13	Frönd	Südl. Hochschwarzwald	± 840	± 6°	± 1800	Gneise (gn)	Meist sehr tiefgründige, frische Humus-Braunerden, aber nährstoff- verarmt, teilweise hängig und wegen relativ kurzer Vegetationsperiode landwirtschaftlich bestmöglicherweise mäßig leistungsfähige Standorte	Flügelgnisterweiden (Festuco-Genistel- etum trifolietosum und callunetosum)
14	Mambach	Wiesetal, SW- Schwarzwald	± 550	7,5 - 8°	± 1400	Granite (G)	Meist tiefgründige, mäßig frische bis frische Humus-Braunerden mittlerer bis großer Leistungsfähigkeit z.T. in steilen Hanglagen	Roschwingelweiden, z.T. versauert (Alche- millo-Cynosuretum Subass. Agrostis tenuis)
15	Todtmoos- Weg	Südl. Hochschwarzwald	± 1060	± 5,5°	± 1800	Gneise (gn)	Sehr tiefgründige, überwiegend frische, sonnexponierte Humus- Braunerden, aufgrund hängiger Lage und der kurzen Vegetationsperiode landwirtschaftlich nur von geringer Leistungsfähigkeit	Flügelgnisterweiden (Festuco-Genistel- etum trifolietosum u. typicum, Var. von <i>Vaccinium myrtillus</i>)

Tab. 2: Versuchsprogramm

Versuchsanlagen Behandlungs- maßnahmen															
	Oberstetten	St. Johann	Rangdingen	Ettenheimmünster	Bernau-Innerlehen	Hepsisau	Melchingen	Hochstetten *	Fischweiler	Plättig	Schopfloch	Fröhd	Schönau-Haselberg	Mambach	Todtmoos-Weg
1 Natürliche Sukzession															
1.1 ungestört	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
1.1 gelenkt	X	X	(X)	(X)	(X)	X	X								
1.2 ohne Wildkonkurrenz								X		X					
2 Extensive Weidenutzung															
2.1 durch Rinder					X								X ⁶		X
2.2 durch Schafe		X				X					X	X ⁵	X ⁶		
2.3 durch Ziegen														X ⁷	
2.4 durch Pferde															X ⁸
3 Mulchen															
3.1 Mulchen 2 x jährlich ¹	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)	bisher noch keine Eingriffe notwendig, deshalb wie 1.1 seit 1981 X ² seit 1981 X ³ seit 1989 X ⁴ seit 1986 X ⁵ zeitweilig auch Ziegen X ⁶ bis 1992 Schafe, dann Rinder X ⁷ seit 1995 auch Klein-Rinder u. Lamas X ⁸ seit 1984 auch Pferde			
3.2 einmal im Jahr, Ende Juni		X	X	X					X						
3.3 einmal im Jahr, Ende August	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					
3.4 jedes 2. Jahr, Ende August	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X ²				
3.5 jedes 3. Jahr, Ende August	X	X	X	X	X						X ³				
3.6 wie 3.1 + Entnahme						X ³				X ⁴	X ⁴				
3.7 wie 3.2 + Entnahme											X ⁵				
3.8 wie 3.3 + Entnahme		X ²		X ²							X ⁶				
4 Kontrolliertes Brennen															
4.1 jedes Jahr	X	X	X	X	X				X		X ⁷				
4.2 jedes 2. Jahr	X	X	X	X	X				X		X ⁸				
¹ Bezugsparzelle	* seit 1982 ausgeschieden										. entfällt				

das „Mähen mit Abräumen 2 x jährlich“ (2MA) oder „MA 1 x jährlich“ früh oder spät (1MAf) (1MAs) hinzu, das uns die befürchteten Probleme der Entsorgung bereitete. Vor allem der erste Termin des Mulchens Juni/Juli war sowohl von der Entwicklung und Ausreife vieler Grünlandpflanzen, als auch von faunistischen Gesichtspunkten bestimmt worden. Zudem sollte mit diesem Termin eine Brücke zu dem früheren, bis Anfang der 50er Jahre noch verbreiteten Schnitttermin der Zweimäher hinsichtlich seines Einflusses auf die Artenvielfalt hergestellt werden. Es versteht sich von selbst, dass diese Flächen mindestens seit Versuchsbeginn nicht mehr gedüngt wurden. Bisher hat die Entwicklung der Pflanzenbestände auch noch keine Überlegung über den notwendigen Einsatz einer Kalium/Phosphatdüngung erforderlich gemacht.

Das „kontrollierte Brennen“, das nichts mit dem üblichen Abflämmen zu tun hat, außer der Tatsache, dass auch Feuer zum Einsatz kommt, kam in sechs Versuchsflächen auf jeweils nebeneinander liegenden Parzellen in jährlichem (KB1) und 2-jährlichem Rhythmus (KB2) mit Sondergenehmigung zum Einsatz. Die damals in den Niederlanden (van der VEN 1978) und in Hamburg (MAKOWSKI 1978) im Naturschutz eingesetzte Maßnahme zur Beseitigung der Streuauflage schien einigen Erfolg zu versprechen. Wichtig ist dabei, dass die Streuauflage unter Einhaltung bestimmter physikalischer Rahmenbedingungen außerhalb der

Vegetationsperiode nur bis zu zwei Drittel, höchstens zu drei Viertel, aber nicht vollständig bis auf die Bodenoberfläche abgebrannt wird (vgl. SCHREIBER 1997b).

Schließlich spielt bei einigen Parzellenversuchen, insbesondere aber bei den großflächigen Weideversuchen, auch die extensive Beweidung durch Ziegen, Schafe, Rinder oder Pferde eine Rolle. Einzelheiten dazu vermittelt Tab. 2.

Unterichtsmethoden

Pflanzenbestandsaufnahmen in 25 m² großen vermarkten Dauerquadraten (DQ) nach der Schätzskala von SCHMIDT et al. (1974) in engen Prozent-Schritten, mindestens 1 DQ je Parzelle, bei Standortunterschieden auch mehr; insgesamt in >130 DQ (vgl. SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLB 1991, KAUFMANN 1994; MITLACHER 2001). In den ersten Versuchsjahren eine jährliche Aufnahme, ab 1980 etwa alle drei Jahre. Erst ab 2000 in allen Versuchsflächen mit Ausnahme der Versuche im Schwarzwald zu jedem vorhandenen DQ zusätzliche Bestandsaufnahmen von der Arbeitsgruppe POSCHLOD für eine bessere statistische Auswertung in jeweils sechs bis acht neu auf Transekten eingemessenen 2 x 2 m-Klein-Quadraten (vgl. ENDE 2001, MOOG 2001, MOOG ET AL. 2001).

Vegetations-Kartierungen der Krautschichtmuster und der aufkommenden Gehölze in den Sukzessionsparzellen nach einer gewissen Stabilisierung der Entwicklung ab 1998/90 mehrmals mit flächengetreuer und punktgenauer Einmessung der Grenzen von Vegetationseinheiten und Gehölzen mit Hilfe eines aus Perlonschnüren gespannten 5 x 5 m-Rasters (genauer zu Methode und Kartierungsergebnissen bei SCHREIBER 1997a). Bodenuntersuchungen durch die Arbeitsgruppe BROLL (vgl. u.a. BROLL 1989, 1996a,b, & BRAUCKMANN 1994).

Faunistische Untersuchungen von Laufkäfern, Spinnen, Wanzen, Regenwürmern u.a. von HANDKE (1988) und der Arbeitsgruppe BRAUCKMANN (BRAUCKMANN et al. 1997, BRAUCKMANN 2002).

Die Methoden im Einzelnen sind den jeweils zitierten Arbeiten zu entnehmen.

Ergebnisse und ihre Interpretation

Die folgenden Ausführungen beziehen sich aus Gründen des Umfangs im Wesentlichen nur auf vegetationskundliche und zumeist gleichzeitig raumwirksame und –prägende Aspekte der Versuchsergebnisse und die daraus zu ziehenden Konsequenzen. Sie entsprechen keineswegs immer den in das entsprechende Management gesetzten Erwartungen, graben aber teilweise auch die meist in Vergessenheit geratenen Folgen alter Wirtschaftsweisen wieder aus (vgl. BONN & POSCHLOD 1998).

Ergebnisse im unterschiedlichen Management

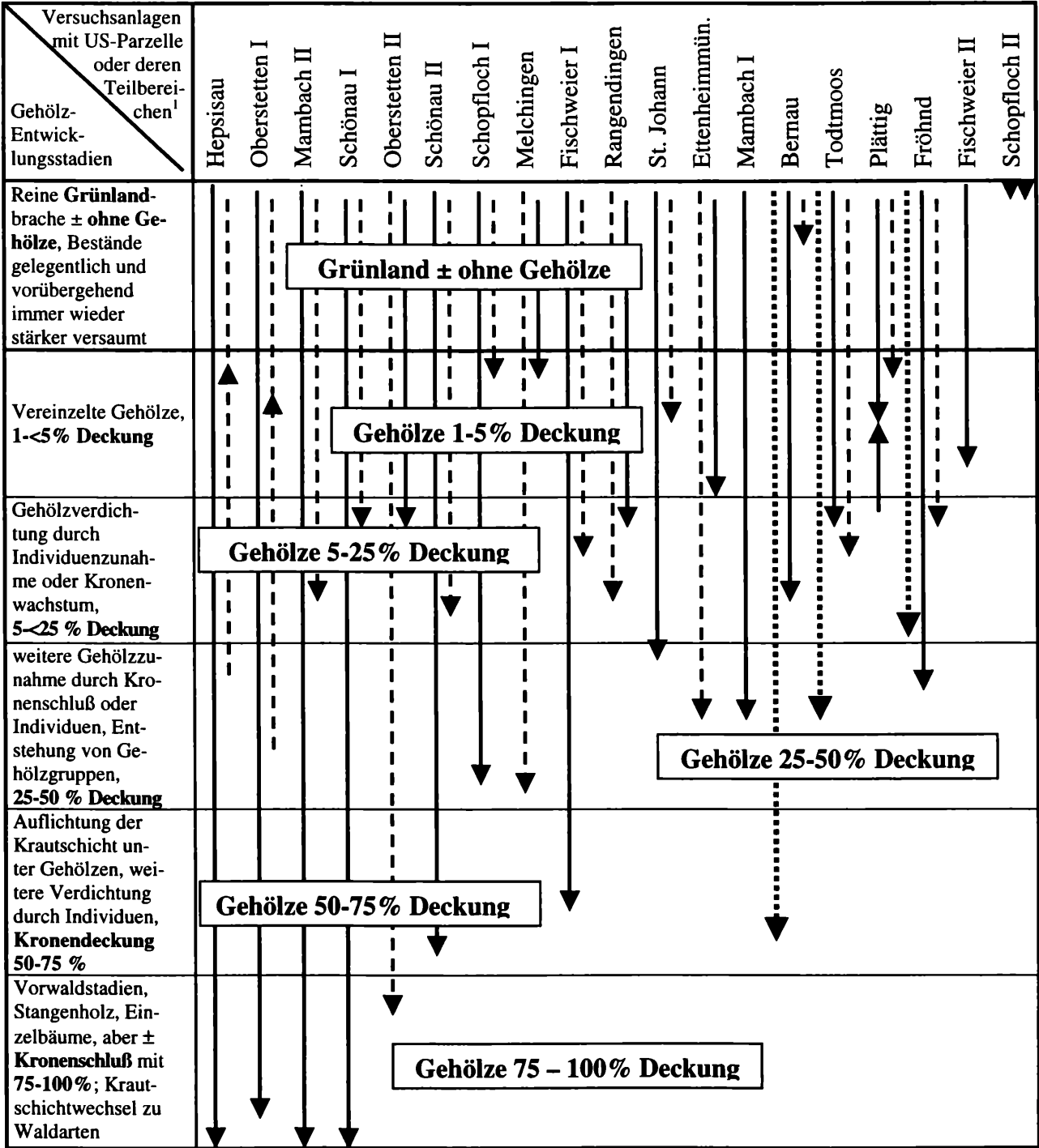
Nicht nur auf den Parzellen der ungestörten oder gelenkten Sukzession haben sich Gehölze angesiedelt. Auch bei den meisten anderen Maßnahmen zeigen sich – zumindest teilweise nicht in diesem Umfang erwartet – verschiedene Stadien der Gehölzentwicklung; hier haben wir es allerdings meist nicht mit Baumwuchs, sondern mit der Einwanderung und Überdauerung von Sträuchern oder Zwergsträuchern zu tun, und nicht immer sind es nur solche mit klonalem Wachstum, die auf diesem Wege in die Flächen eingedrungen sind und sich allmählich zu umfangreicheren Polycormonen entwickeln, sondern auch durch Tiere eingeschleppte Gehölzarten anderer Wuchsformen (KOLLMANN 1994).

Ungestörte Sukz

Wir können wohl davon ausgehen, dass sich die Agrarflächen bei fehlender Nutzung im Laufe der Zeit wieder in Wald zurück verwandeln. Dennoch verlief die Ansiedlung von Gehölzen in den Sukzessionsparzellen außerordentlich unterschiedlich und sehr individuell: Einige Flächen sind in den letzten 30 Jahren z. T. sehr schnell zu kleinen,

geschlossenen Waldinseln geworden, andere hingegen sind noch völlig oder mehr oder weniger baum- und strauchfrei (SCHREIBER 1993, 1995, 2001a)). Die allgemeinen Trends in den Parzellen der verschiedenen Versuchsanlagen zeigen sich sehr deutlich in Abb. 2. Wenn man sie mit dem ersten Entwurf (SCHREIBER 2001a, b) vergleicht, in dem die Flächen in der gleichen Reihenfolge stehen, aber damals nach abnehmender Gehölzbedeckung im Jahr 2000 angeordnet, sind auch die Unterschiede in der Entwicklung der letzten drei Jahre deutlich. Es sollen im Folgenden jedoch nur einige Beispiele unterschiedlicher Gehölzentwicklung genauer dargestellt werden, die aber zeigen, dass jede Parzelle eigene Entwicklungszüge trägt, die kaum prognostizierbar gewesen wären und unvorhergesehene Überraschungen mit sich brachten. Dabei spielt der „Zufall“ sowohl im engeren wie im weiteren Sinne durchaus eine Rolle.

Bei den ganz unterschiedlich ablaufenden Sukzessionsprozessen sind offenbar die Standortverhältnisse mit Ausnahme extremer Bedingungen in der Regel eher von untergeordneter Bedeutung. Lediglich die feuchten bis nassen Brachwiesen des Nordschwarzwaldes (Plättig, Fischweier) stellten für die Gehölzansiedlung wohl eine ernste Behinderung dar, ohne sie vollkommen verhindern zu können (Abb. 2; SCHREIBER 2003). Auch in der Versuchsfläche Schopfloch in einem stark spätfrostgefährdeten Trockental der Mittleren Kuppenalb scheint an Mittelhang und Hangfuß eine erfolgreiche Ansiedlung von Pionierbäumen und Sträuchern durch Erfrierungen von Keimlingen für lange Zeit aussichtslos (Abb. 2, Schopfloch II), zumindest darf man dies für die recht spätfrostempfindlichen Ahorn-Arten und die Esche erwarten (LFI 1988). Mit einem jährlichen Diasporenregen (mindestens zwei Diasporen/m², in Jahren mit reicher Tracht auch mehr) drücken die Samen regelmäßig auf die Fläche und gelangen auch als ausgereifte Nüsschen im Frühjahr, wenn sie sich aus den auf der Streuschicht liegenden Flügelhäutchen lösen, auf die Bodenoberfläche. Verluste durch Vogelfraß o. ä. konnten wir bei den markierten Fundorten nicht feststellen. Es ist bisher trotz vielfacher, intensiver Suche nach Belegen für die Erfrierungs-Hypothese in dem dichten und hohen Bestand der Bergglatthaferrwiese nicht ein einziger Keimling gefunden worden, auch kein erfrorenes Exemplar; überraschend bleibt, dass auch die Hainbuche, ebenfalls mit keimfähigen geflügelten Samen eingeweht, in dieser Lage nicht ausgekeimt ist. Lediglich im Strahlungsschutz des oberhalb an die Fläche stoßenden und mit seinem Trauf weit in die Parzelle reichenden Buchenwaldes hat sich mit zahlreichen Keimlingen ein inzwischen recht beachtlicher Eschen-Ahorn-Bestand mit Eichen und Rosen angesiedelt (Abb. 2, Schopfloch I; vgl. Abb. 3), auch die Schlehe dringt inzwischen sehr langsam ein (Ausbreitungskarten bei SCHREIBER 1997a). In St. Johann sind uns in den ersten zehn Jahren die vielen Hundert in dem sich verdichtenden Fiederszenenbestand verhockten Eschenkeimlinge mit ihren Jahrestrieben von < 1-2 cm Länge in der mit einem Betretungsverbot belegten Sukzessions-



¹Die Parzellen von Oberstetten, Fischweier und Schopfloch mussten wegen unterschiedlicher Standortverhältnisse und Gehölzentwicklung unterteilt werden: Oberstetten I = Bachterrasse, Oberstetten II =ehemaliger Rebhang; Fischweier I = Uferwall, Fischweier II = feuchte bis nasse Auengleye; Schopfloch I = Oberster Hangteil im Strahlungsschutz eines alten Buchenwaldtraufs, Schopfloch II = oberer Mittelhang bis Hangfuß am Rande eines Trockentals der Schwäb. Alb.

- Pionier-Baumarten, meist Windverbreitung
- ⇐ unerlaubt auf den Stock gesetzte und wieder erneut ausgetriebene Bäume bis zur Deckung der aufsteigenden Pfeilspitze
- > Sträucher, fast ausschließlich mit Vogel- und/oder Polycormonverbreitung
- < Sträucher, die infolge der Beschattung durch das Baum-Kronendach ihre Ausbreitung einstellen, teilweise abstarben und im Deckungsgrad bis auf die absteigende Pfeilspitze zurückgegangen sind
-> verholzende Zwergsträucher (*Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris*)

Abb. 2: Gehölzentwicklung in den ungestörten Sukzessionsparzellen (US) der Bracheversuche in Baden-Württemberg nach fast 30 Jahren (1975 bis 2003). Es finden sich alle Stadien, von praktisch gehölzfreien Grünlandbeständen bis zu > 17m hohen (Vor-)Wäldern mit vollständigem Kronenschluss; einige Parzellen mussten unterteilt werden, andere wurden von Anfang an doppelt angelegt (vgl. SCHREIBER 1997a, nach SCHREIBER 2001a, verändert und ergänzt).

parzelle gar nicht aufgefallen; wir hielten die Fläche zunächst für weitgehend gehölzfrei!

Im Gegensatz dazu hat auf den Parzellen von Mambach II und Schönau I und II im Südschwarzwald eine rasche und in den ersten beiden Jahrzehnten ziemlich stetig steigende Baumansiedlung und Bekronung mit Pionierarten wie Salweide, Zitterpappel, Esche, Hainbuche, Stieleiche, Berg-Ahorn oder in Mambach I auch Äpfel und Faulbaum, stattgefunden (zu genauem Artenbestand und Ausdehnung siehe Karten bei SCHREIBER 1997a). Schon seit längerem stehen dort - damals zwar noch nicht ganz geschlossene - Waldinseln. Es sind Vorwälder, die mit ihrem Artenbestand noch nicht viel mit den dort natürlichen Buchen- und Buchen-Tannen-Wäldern zu tun haben.

In Hepsisau – dem Paradebeispiel schneller Verwaltung einer Grünlandbrache – haben sich schon im Jahr des Versuchsbeginns die ersten Eschenkeimlinge eingestellt, die im folgenden Jahr mit fast 1 m langen Neutrieben die dichte, montan getönte und vorher auch leicht überweidete, bis zu 1,70 m hohe Glatthaferwiese bereits überwuchsen. Nach 10 Jahren bedeckten die sich jährlich vermehrenden und meist nur schmale Spindeln bildenden Eschenheister, denen sich auch der Berg-Ahorn zugesellte, in zahlreichen Gehölzgruppen etwa 15 % der Sukzessionsparzelle. Die randlich neben der Versuchfläche in „Lauerstellung“ wachsenden Schlehen schoben sich mit einer Ausbreitungsgeschwindigkeit von etwa 1 m/a in breiter Front in die Parzelle und bedeckten nach zehn Jahren als bis zu > 4 m hohe Schlehenbüsche etwa 10 % der Fläche. 1995 waren bereits 80 %, 2003 endgültig 100 % der Parzelle mit einem ziemlich dicht schließenden, etwa 17 m hohen Eschen-Ahorn-Wald bestanden (Abb. 4). Er besitzt allerdings nur unter den etwas größeren Öffnungen der Kronenschicht eine Strauchschicht, obwohl jedes Jahr Hunderte von ein- bis zweijährigen Eschen- und Ahornkeimlingen auf der Fläche stehen, von denen die meisten absterben. Man kann ihn eigentlich schon gar nicht mehr als Vorwald bezeichnen, weil er inzwischen große Ähnlichkeit mit dem Fraxino-Aceretum (vgl. OBERDORFER/MÜLLER 1992) aufweist, dem sog. „Kleebwald“ von GRADMANN (1936). Der Diasporeneintrag erfolgt schon lange nicht mehr nur von außen; entgegen der Lehrbuchmeinung (vgl. SCHÜTT et al. 1994 bis) haben Esche und Berg-Ahorn auf der Fläche schon lange vor dem 20. Lebensjahr die ersten Samenbüschel gebildet und streuen seitdem jährlich - als so genannte Wintersteher (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1977) erst im Spätwinter und Frühjahr – ihre geflügelten Samen in die Fläche. Die zunehmende Beschattung durch die dichter und größer werdenden Bäume hat der erst sehr erfolgreichen Schlehe Ende der 80er Jahre Halt geboten, bis sie sich einige Jahre später durch ein langsames Absterben von der Fläche zurückzog und heute bis auf einen kleinen Zwickel verschwunden ist.

Einen ganz anderen Verlauf nahm die Gehölzbesiedlung in Rangendingen. Nach einem ersten Anflug von einigen Kiefern aus der Nachbarschaft



Abb. 3: Überblick über die fast 30 Jahre alte ungestörte Sukzessionsparzelle in Schopfloch. Im Vorder- und Mittelgrund ist der gehölzfreie größere Teil der Parzelle zu sehen; lediglich am Zaun hat sich vor einigen Jahren ein Rosenstock etabliert, von einem Vogel auf dem Draht in den Parzellenrand abgesetzt. Nur unter dem Trauf und im Strahlungsschutz des angrenzenden Kalk-Buchenwaldes, der eine starke Wärmeabstrahlung und Abkühlung in Strahlungsnächten verhindert, konnten sich bisher - im Schlagschatten des Waldes z. T. nur mit den bis zu 6 m hohen Kronen zu sehen - vor allem Eschen und Berg-Ahorn (kugelige Krone rechts) ansiedeln. Der immer noch als Berg-Glatthaferwiese anzusprechende Grünlandbestand ist im Jahr der Aufnahme (Juli 2003) in seiner Struktur stark vom Bärenklau bestimmt; in anderen Jahren wechselten sich Wald-Storchnabel, Rotes Straußgras, Wiesen-Labkraut oder der Gewöhnliche Holzzahn in der Bestandesdominanz ab (Foto Schreiber).



Abb. 4: Die ungestörte Sukzessionsparzelle in Hepsisau hat sich schnell und stetig zu einem geschlossenen Eschen-Ahornwald mit etwa 17 m Höhe und starker, aber z. T. immer wieder absterbender Verjüngung entwickelt. Die ebenfalls eingedrungenen Schlehen sind durch die großenteils starke Beschattung völlig unterdrückt worden und zumindest im Bestandesinneren vollständig abgestorben (Foto Schreiber, Juli 2003).

kurz nach Versuchsbeginn, die heute 7 bis 9 m hoch gewachsen sind, erfolgte später nochmals ein kleiner Schub. Aber erst ziemlich spät hat zögerlich eine punktuelle Ausbreitung von ornithochoren Sträuchern, wie Liguster, Wolliger Schneeball, Hundsrose und Pfaffenhütchen stattgefunden (vgl. KOLLMANN 1994). Vermutlich haben die auf der Sukzessionsparzelle stehen gebliebenen Streuobstbäume als Ansitzwarten dazu beigetragen, dass sich diese Ansiedlung unter ihnen vollzog. Dieses Muster ist bis heute einmalig (SCHREIBER 1997a). Nur langsam breiteten sich diese z. T. auch zu klonalem Wachstum befähigten Straucharten weiter aus. Ebenfalls nur sehr langsam – auf den flachgründigen Gipskeuper-Pelosolen selten mehr als 20 - 30 cm/a – drang auch die Schlehe durch klonales Wachstum von den Seiten ein. Sie muss aber wohl auch durch Vögel auf die ziemlich große Parzelle gebracht worden sein, denn anders kann sie, ohne „Spuren“ von Schösslingen aus den Wurzelsprossen zu hinterlassen, keine Distanzen von 30 - 40 m bis zu dem nächsten Auftreten von jungen Trieben überwunden haben. Heute bildet sie große, bis zu 4 m hohe Polycormone, wobei die Mutterpflanzen inmitten häufig bereits wieder absterben. Andere Baumarten außer der Kiefer gibt es kaum: nur eine kümmerliche, stark verbissene Stiel-Eiche und einige stark verbuschte Exemplare des Faulbaums, die sicher auch durch Vögel eingetragen worden sind.

In Oberstetten im Taubergrund zeigt sich wiederum ein anderes Muster der Gehölzentwicklung (vgl. auch BRAUCKMANN & SCHREIBER 2001). Schon bald nach Versuchsbeginn drückte die Schlehe von dem an einer Seite des ehemaligen Weinbergs verlaufenden Lesesteinriegel in einigen immer größer werdenden Brückenköpfen auf die Sukzessionsparzelle. Heute hat sie den größten Teil des Hanges, mehr oder weniger dicht geschlossen, erobert. Lediglich gegen den Polycormon der Rauhen Segge (*C. hirta*), wie an anderer Stelle gegen den Polycormon der Fiederzwenke, kommt sie bislang nur bedingt oder gar nicht an. Auf dem kleinen Stück der schmalen, abfallenden Bachterrasse, die als sehr schnell vergasende Ackerbrache unterhalb der Hanglagen in die Versuchsfläche einging, keimte hingegen nach dem ersten Brachejahr auf den untersten 9 m - den tiefsten Lagen der Terrasse neben dem Uferweg – eine große Zahl von Eschen, oft nur 10 - 20 cm voneinander entfernt. Jedes Jahr legte sich ein weiterer Streifen von 1 - 2 m Breite mit neuen Keimlingen aufwärts davor, bis nach ungefähr zehn Jahren diese Entwicklung ein plötzliches Ende fand (vgl. Abb. 44, S.90, bei SCHREIBER 1997a). Es war vom Zaun an etwa 14 m aufwärts ein dichtes Eschenstangenholz entstanden, im unteren Bereich schon mehrere Meter, am oberen Rand kaum einen Meter hoch. Es ist nicht einmal die ganze Terrassenfläche bis zur Hangkante auf diese Weise mit Eschenstangenholz besetzt worden; dort hat sich dann die Schlehe bis in das Stangenholz ausgebreitet. Ursache für die jedes Jahr höher gelegte Zone neuer Keimlinge war der am Bachufer stehende alte Eschen- „Galeriewald“. Jedes Jahr ist

mit dem entsprechenden Höhenzuwachs der Bäume von > 50 cm auch die „Starttrampe“ der maximal ohne Windeinfluss etwa 30 - 40 m davon segelnden drehflügeligen Samen angestiegen. Das plötzliche Ende ist durch das Absägen aller alten Eschen am Bachufer in diesem Bereich im Rahmen des Wegausbaus ausgelöst worden, der Diasporennachschub blieb aus. Bis heute hat sich an dieser Zonierung der Sukzessionsparzelle nichts geändert. Das Stangenholz ist immer noch ein Stangenholz, nur wenig ausgedünnt, aber inzwischen fast 15 m hoch. Die dort einmal vorhandenen Schlehen und Rosenbüsche sind großenteils - vermutlich aus Lichtmangel - abgestorben.

Aber nur wenige Eschen haben später oberhalb auf der Terrasse und auch am Hang im kontinuierlich etwa 0,5 m/a sich ausbreitenden Schlehenbestand oder selbst auf den noch schlehenfreien Flächen Fuß fassen können, obwohl von den adulten Eschen auf dem Steinriegel natürlich auch heute noch Diasporen hangabwärts (und weiter als 30 - 40 m, z. B. wegen des Gleithanges und der Hangabwinde!) über die Parzelle segeln. Die Trockenheit des Sommers 2003 hat die wenigen überlebenden Eschen zu einem verfrühten Absterben und Abwerfen der Blätter veranlasst, allerdings auch Teile des Schlehengebüsches. Im Gegensatz zur Schwäbischen Alb, wo die sog. „Kalkesche“ in Hunderten von Exemplaren – wenn auch sehr langsam – in der Sukzessionsparzelle von St. Johann auf flachgründigen Weißjura-Rendzinen inzwischen viele dichte und bis > 5 m hohe Gehölzgruppen gebildet hat, vermag sie trotz ausreichenden Diasporenangebots auf den meist noch mittelgründigen Muschelkalkböden (Terra fusca) der ehemaligen Rebhänge des Taubergebietes ähnliches offenbar nicht. Möglicherweise spielen die geringeren Niederschläge im Tauber-Maingebiet doch eine ausschlaggebende Rolle. Schon unsere Ödhankartierung im Taubertal in den Jahren 1954/55 (ELLENBERG et al. 1955) machte deutlich, dass die auf den seit Anfang des 20. Jahrhunderts brachliegenden Weinberghängen vorherrschende Schlehe offenbar auch über Jahrzehnte ihre Stellung halten kann, ohne, wie z. B. in den fruchtbaren Hangfußlagen, Terrassen und Auen (vgl. Terrasse in Oberstetten) bald dem beschattenden Wald weichen zu müssen. Wie eine Diplomarbeit nachweisen konnte (TSCHACK-VARY 1987), werden in Oberstetten die alten, absterbenden Schlehen- „Mutterindividuen“ auf abgeernteten und an Jahresringen im Alter bestimmten Transekten in alten Schlehenbeständen wieder durch junge Individuen ersetzt; die dadurch zeitweilig entstandenen offeneren Flächen sind nicht durch andere Gehölzarten eingenommen worden.

Offenbar gilt im Taubergebiet so gut wie gar nicht die von JAKUCS (1969) für den pannonischen Raum entwickelte und von HARD (1976) für die Bracheentwicklung wieder aufgegriffene Theorie über die Polycormon-Sukzession; dafür ist die Schlehe wohl zu konkurrenzkräftig und regenerationsfähig!

Die „gelenkte Sukzession“, das Auf den Stock setzen von störenden Gehölzen zur Offenhaltung und zum Schutz der Grasnarbe vor Beschattung und Konkurrenz, ist bisher in vier von sieben Versuchsflächen (vgl. Tab. 2) erforderlich gewesen. Mit Ausnahme von Rangendingen - wo wir diese Maßnahme auf Grund der bisherigen Erfahrungen gar nicht mehr eingesetzt haben -, sind die beiden anderen Parzellen (Ettenheimmünster, Bernau), mehr noch als die jeweils benachbarte „ungestörte Sukzession“ ohne große Flächen abdeckenden Gehölzaufwuchs geblieben. Dort, wo wir zur Offenhaltung und Ausschaltung des Einflusses der Gehölzbeschattung inzwischen teilweise seit mehr als 20 Jahren (Oberstetten, Hepsisau, den Sukzessionsflächen mit der raschen Bewaldung) immer wieder den gesamten Aufwuchs beseitigt haben, ist diese Pflegemaßnahme im Prinzip gänzlich misslungen. Es bildeten sich z. T. richtige Niederwälder (POTT 1985)! Solange wir anfänglich noch Tormona einsetzen konnten (vgl. SCHREIBER 1997a), war das Ziel des Offenhaltens für einige Zeit erreicht. Mit dem alleinigen, in Oberstetten erst zehn Jahre später wieder erforderlichen auf den Stock setzen haben wir allerdings das Gegenteil heraufbeschworen. Anstatt die Flächen frei zu bekommen, bildeten sich im folgenden Frühjahr aus den mit ihrem Wurzelsystem unzerstörten Wurzelstöcken von Eschen und Ahorn-Arten zahlreiche Stockausschläge/Stock von jährlich etwa 1 - 2 m Länge. Die Wurzelstöcke wuchsen in die Breite. Die dadurch, aufgeweitet wie ein Vogelkäfig, vielstämmig immer breiter werdenden Büsche überdeckten die Parzelle viel schneller als die in der ungestörten Sukzession zumindest in den Jugendjahren als schmale Spindeln hochwachsenden Pionierbäume. Auch die Schlehen verdichteten sich, wenn sie auch ihre alte Höhe nicht mehr so schnell erreichten. Die z. T. 4 - 5 m langen Ranken der Brombeeren durchzogen schließlich die Gebüsche wie ein Drahtverhau und schoben sich häufig durch das Geäst dem Licht entgegen. Zumindest in Hepsisau breitete sich der fast undurchdringliche Busch auf dem wüchsigen Standort eher auf der gesamten Fläche aus als der Wald in der ungestörten Sukzessionsparzelle. In Oberstetten war es nicht ganz so auffällig. Unproblematisch, aber letztlich ebenfalls wenig wirkungsvoll, war die Himbeerbekämpfung in Melchingen auf der Kuppenalb.

Der ursprünglich als extensive, kostengünstige Maßnahme zur Offenhaltung gedachte gelegentliche Eingriff entwickelte sich zu einem massiven Kostenfaktor. Der nach zwei, spätestens drei Jahren notwendige Schnitt, der in dem letzten Jahrzehnt schon kaum mehr mit der Schere, sondern - bei den vereinzelt über einen Viertelquadratmeter groß gewordenen Wurzelstöcken und bis zu 3 - 5 cm dicken Trieben nach zwei bis drei Vegetationsperioden - mit der Motorsäge erfolgen musste, erforderte einen ständig steigenden Arbeitsaufwand. Er betrug in den letzten Jahren, hochgerechnet, in Oberstetten bis zu 300 Mann-Arbeitsstunden/ha, in Hepsisau bei dem 5 m hohen Gebüsch sogar

über 600 Stunden/ha. Vom Aufwand her entspricht es etwa dem im Südschwarzwald üblichen „Schwenden“, allerdings bei der schnellwüchsigen Baumartenkombination musste in wesentlich kürzeren Abständen geschnitten werden. Es ist verwunderlich, dass sich inzwischen nicht auch die Hasel eingefunden hat.

Wir brachen die Maßnahme 2002/2003 endgültig ab. Um jedoch keine Wildnis auf der Parzelle zu hinterlassen, wurde noch ein letztes Mal alles zum Schutze der anschließend eingesetzten Mulchgeräte bodengleich auf den Stock gesetzt und als vorerst künftige Pflege das „Mulchen 2 x jährlich“ eingeführt. Der noch nicht verholzte, weiche Neutrieb wird Ende Juni und Ende August mit den gängigen Mulchgeräten klein gehäckselt. Die Streu zersetzt sich offensichtlich - wie beim Mulchen der Grünlandparzellen - ziemlich schnell und ist nach wenigen Wochen kaum noch zu sehen; handelt es sich doch um nährstoffreiches Grünmaterial, das, zumindest wenn es von Esche und Ahorn stammt, früher als Viehfutter verwendet wurde. Der danach wieder einsetzende Neutrieb wuchs bis zum nächsten Schnitt zunächst noch bis 40 - > 60 cm hoch, aber schon im nächsten Jahr ließ das Wachstum nach, der bisher immer wieder dicht werdende Gehölzbestand öffnete sich. Wir rechnen damit, auf diese Weise bald die Wuchskraft der vorhandenen Gehölze zu erschöpfen, die Wurzelstöcke auf längere Sicht zum Absterben zu bringen und ein Roden der Fläche zu vermeiden. Die erstaunlicherweise immer noch in Ansätzen vorhandene und sich schnell erholende und ausbreitende Grasnarbe wird durch den zum Grünland gehörenden zweimaligen Mulchschnitt gefördert und alle nicht angepassten Neuankömmlinge, ob Neophyten, Ruderalarten oder auch wieder neu keimende Gehölze werden gleich wieder zum Verschwinden gebracht: Es scheint damit die Regeneration einer Wiese ohne Rodung und Zerstörung noch vorhandener Grünlandvegetation, ohne Umbruch und Neuansaat zu gelingen (vgl. DIERSCHKE & BRIEMLE 2002)! Vermutlich werden wir in einigen Jahren auf einen Mulchschnitt/a umstellen können. Diese Maßnahme lässt sich auch im Taubertal zur Öffnung der inzwischen verwaldeten Brachen und der Wiederherstellung von Grünland einsetzen.

Häufige Mulchtermine, wie das „Mulchen 2 x jährlich“ oder „1 x jährlich“ egal ob Ende Juni oder Ende August, sind über dreißig Jahre lang erfolgreiche Maßnahmen gegen jegliches Gehölzaufkommen gewesen! Sie entsprechen dem früher üblichen Schnitt der Zwei- und Einmäder, bei denen Gehölze nie ein Problem gewesen sind. Selbst wenn im Frühjahr Eschen, Ahorn-Arten oder auch Buchen (z. B. in St. Johann) aus eingewehten oder von Vögeln eingebrachten Samen als Keimlinge heranwuchsen, hat sie der erste Mulchschnitt geköpft und zum Absterben gebracht. Das noch kaum richtig ausgebildete Wurzelsystem vermochte keinen Stockausschlag

zustande zu bringen. Auch die Schlehe ist erfolgreich verbannt worden, selbst im schlehenwüchsigen Taubergrund in Oberstetten! Wie mit einem Lineal gezogen hebt sich im Frühjahr das im hellen Maiengrün stehende Laub der die Parzellen umrahmenden Heidelbeer-Bestände von den 2 x jährlich gemulchten Parzellen in Bernau im Hochschwarzwald ab; sie haben keine Chance, in diese Parzelle einzudringen! In Rangendingen ist der nebenan auf der Brennparzelle stehende Färberginster genauso chancenlos, in die Mulchparzelle zu gelangen. Auch das Mulchen einmal im Jahr hält vor allem Bäume, aber auch Sträucher sowie die holzigen Zwergstrauchbestände bisher aus der Fläche.

Jedoch führten größere Intervalle, wie „Mulchen jedes 2. Jahr“ oder „Mulchen jedes 3. Jahr“, zu einer, allerdings meist langsamen, Gehölzestablierung. Selbst einzelne Bäume, wie z. B. die immer stockausschlagfreudige Esche, konnten sich - allerdings erst nach Jahren - auf diesen Mulchparzellen ansiedeln. Häufig sind es nur Einzelexemplare (z. B. St. Johann), die nach raschem Stockausschlag mit Jahrestrieben von 50 - 100 cm die beim „Mulchen jedes 2. Jahr“ zwischen den Schnitten liegende volle Vegetationsperiode zum Stoffaufbau und zur weiteren Ausdehnung des Wurzelsystems nutzen konnten. Sie werden bei dem zweijährigen Intervall allerdings kaum größer als 1 - 1,5 m. In Hepsisau – der eschenwüchsigsten Versuchsfläche – ist es im Nahbereich zweier über den Zaun hinweg einen Teil der Parzelle überkronenden Alt-Eschen sogar zu einem dichten, fast schon gebüschartigen Eschenbestand gekommen, der alle zwei Jahre geköpft wird. Der Schlehe fällt es noch leichter, bei einem zweijährigen Intervall des Mulchens in die Fläche einzudringen und einen, allerdings niedrigwüchsigen, Bestand aufzubauen. Besonders Oberstetten ist ein Beispiel dafür, wie die Schlehe aus benachbarten Parzellen langsam einwandert; allerdings ist sie offenbar noch erfolgreicher bei günstigeren Boden- und Feuchteverhältnissen, denn sie begann ihren Eroberungszug auf der fruchtbaren Terrasse und am Hangfuß. Dort steht sie im Augenblick wesentlich dichter als am Hang. Hat die Schlehe, wie beim „Mulchen jedes 3. Jahr“ z. B. in Oberstetten, noch eine weitere Vegetationsperiode vor dem nächsten Schnitt zur Verfügung, kann sie sogar bis zu 3 cm dicke Stämmchen von > 1 m Höhe ausbilden und beim Mulchen u. U. größere Probleme bereiten, wenn man kein schweres Gerät hat. Der früher eingesetzte große Rasenmäher konnte dort immer nur recht erschwert mit der halben Arbeitsbreite abwärts gefahren werden. Auch Brombeeren und Himbeeren dringen in diese Parzellen ein und breiten sich langsam aus, allerdings deuten die bisherigen Ergebnisse eher auf eine geringere Durchsetzungskraft als die der Schlehe hin. Im Schwarzwald scheinen hingegen selbst diese extensivierten Mulchtermine die Zwergsträucher, wie z. B. die Heidelbeere, trotz ihres vegetativen klonalen Wachstums bisher an einer Ausbreitung zu hindern. Das Gleiche gilt für den Färberginster in Rangendingen.

Schon zu Beginn der Versuchsanstellung mussten wir in einem Vorversuch feststellen, dass ein einmaliges, kontrolliertes Abbrennen von Schlehengebüsch nicht zu dem gewünschten Erfolg führt. Selbst mit dem Ringfeuer, der heißesten Feuerart mit Temperaturen von kurzfristig > 1000° C im Aufwindschlauch (Näheres bei SCHREIBER 1981, 1997c) und > 800° C unmittelbar über dem Boden (OTT 1978), haben wir im Februar 1978 noch nicht einmal den Mutterpolycormon in Rangendingen zerstören können. Im Frühjahr trieb der halbverbrannte Strauch zwar nur dürrig aus, erholte sich aber in den folgenden Jahren wieder völlig. Zu unserer Überraschung bildete sich jedoch ein dichter Ring von neuen Wurzelschösslingen in 0,5 - 1 m um den kränkelnden Busch herum, die eine Höhe von 50 cm und mehr erreichten. Wir haben das Schlehengebüsch damit nicht nur nicht verkleinert, sondern vergrößert. Es war wie der Kampf gegen den Drachen: Für einen abgeschlagenen Kopf wuchsen sechs neue nach (vgl. auch ZIMMERMANN 1979)!

Alle Brennparzellen waren zu Beginn der Versuchsanstellung völlig gehölzfrei! Die Tatsache, dass allerdings erst in den letzten vier bis fünf Jahren selbst das „Brennen jedes Jahr“ – in früheren Veröffentlichungen von uns noch als eine effektive Offenhaltungsstrategie bezeichnet (vgl. SCHREIBER 1997c)! – auf einigen Parzellen den Gehölzzugang, vor allem das Eindringen der Schlehe, nicht verhindern konnte, hat wahrscheinlich auch etwas mit dem häufig zu scharfen Brennen der Grasnarbe zu tun (vgl. Kap. 3.3). In den ersten 25 Jahren der Versuchsdurchführung schien das „Brennen jedes Jahr“ den Einzug der Schlehe selbst in dem „schlehengefährdeten“ Oberstetten offenbar vollständig zu verhindern. Doch seit einigen Jahren gewinnt die Schlehe auch hier immer mehr Platz mit zunächst erst vereinzelt auftretenden Individuen. Die meist nur aus einem Trieb bestehenden, im Laufe des Frühsommers etwa 50 cm hoch werdenden Einzelpflanzen verdichten sich aber zusehends, inzwischen stehen auf dem größeren Teil der Parzelle mindestens vier bis acht Individuen auf dem m². Offenbar muss inzwischen ein dichteres Geflecht von Rhizomen durch den Boden gehen. In Rangendingen hat sich in den letzten drei bis vier Jahren der Färberginster als verholzender Zwergstrauch in der jährlich gebrannten Parzelle etwas angereichert. Auch die Heidelbeere ist durch das jährliche Brennen in Bernau im Hochschwarzwald in den letzten Jahren nicht vollständig an der Einwanderung gehindert worden. In Ettenheimmünster gewinnt jüngst die Rotbuche trotz jährlichen Brennens immer wieder Gelegenheit, in die Parzelle einzudringen. Lediglich die Parzellen in St. Johann (Halbtrockenrasen) und Fischweier (Feucht- bis Nassgrünland) sind bislang wirklich gehölzfrei geblieben. In Fischweier ist ein „Schönheitsfehler“ zu verzeichnen: Dort konnte sich vermutlich infolge der fehlenden Streuauflage (vgl. SCHÜTZ 1998) vor vielen Jahren eine einzelne Schwarzerle ansiedeln, der offenbar das schnelle niedrige Feuer der Grünlandbrache nicht

viel ausgemacht hat und die heute ein Baum von ca. 4 m Höhe ist.

Beim „Brennen jedes 2. Jahr“ siedelten sich in St. Johann zwei vermutlich durch Vögel eingebrachte, inzwischen etwa 20-jährige Rosenbüsche an, die bis heute die einzigen blieben und nach jedem Brand wieder mehrere bis zu > 1 m lange Triebe aus dem Stock treiben, ohne infolge dieser starken regelmäßigen „Verjüngung“ die Größe gleichaltriger ungestörter Rosensträucher zu erreichen. In Rangendingen ist bis jetzt, abgesehen von dem in dieser Parzelle immer dichter werdenden Bestand des Färberginsters, noch kein weiteres Gehölz aufgetreten. Ähnlich verhält es sich auf den jedes 2. Jahr gebrannten Flügelginsterweiden des Hochschwarzwaldes in Bernau; bei dem längeren Intervall von zwei Jahren hat die Heidelbeere einen fast geschlossenen Bestand gebildet und treibt nach dem Abbrennen der oberirdischen Triebe jeweils kräftig wieder aus. Der Flügelginster, ein weitgehend krautiger Zwergstrauch, scheint durch beide Brennvarianten ebenfalls positiv beeinflusst worden zu sein, er hat - allerdings nicht nur beim Brennen, sondern bei allen Pflegemaßnahmen - seinen Deckungsanteil von wenigen Prozent auf 20 - 30 % vervielfacht (NEITZKE 1991; MITLACHER 2001); das Austreiben der oberirdischen Ausläufer erfolgt ja auch erst nach dem Brand. In Ettenheimmünster macht sich schon seit Jahren auf einer weiteren, später eingerichteten Parzelle „Brennen jedes 2. Jahr“ die Brombeere in bis zu > 2 m hohen Gebüsch breit.

Eine besonders starke Gehölzansiedlung fand auf der „jedes 2. Jahr gebrannten“ Parzelle in Oberstetten statt; es war fast ausschließlich wieder die Schlehe, die sich in dem bis heute blütenreichsten Bestand des gesamten Versuches (SCHREIBER 1997c) immer stärker ausgedehnt hat, nachdem sie mitten in der Versuchsfläche auf den - nach immer wieder zu starken Bränden entstandenen - kleinen Kahlflächen durch Vögel eingeschleppt worden ist. Das „Brennen jedes 2. Jahr“ haben wir vor zwei Jahren aufgegeben. Es wird sich zeigen, ob die inzwischen fast > 2 m hohen Gebüsche auf Dauer dem nun jährlichen Brand in der bisherigen Weise widerstehen können. Auch hier bleibt abzuwarten, ob diese Entwicklung schließlich zu einem zwar niedrigen, aber dennoch mehr oder weniger geschlossenen Schleheengebüsch führen wird.

Vorübergehend ist das kontrollierte Brennen in einjährigem Betrieb im Verbund bzw. einer Art „Fruchtfolge“ mit anderen Maßnahmen zur Offenhaltung von Landschaften sicher durchaus mit Erfolg einzusetzen, wenn man, wie in den Scottish Highlands, u. a. schmale, aber beliebig lange Streifen brennt (vgl. SCHREIBER 1997c).

3.1.5 Extensive Beweidung mit verschiedenen Tierarten

Die Beweidung wird im Allgemeinen als bewährtes Mittel zur Offenhaltung von Landschaften angesehen. Das geht vor allem auf die frühere



Abb. 5: Innerhalb weniger Jahre hat sich auf der mit Rindern und Pferden bestoßenen Flügelginsterweide in Todtmoos-Weg ein ziemlich dichter Bestand von zwar stark verbissenen Vogelbeeren-Heistern gebildet, den das Weidevieh aber nicht klein halten konnte; der Gehölzaufwuchs wurde ein Jahr später zur Reinigung der Weideparzelle abgeschlagen. (Foto Schreiber, September 2001).

Wald-Weide zurück, deren auflöckernde und auflichtende Wirkung ELLENBERG (1996) anschaulich schildert. Dabei hat man jedoch vergessen, dass umgekehrt eine extensive Beweidung Aufkommen und Entwicklung von Gehölzen nicht verhindert. Schon KLAPP (z. B. 1965), der Altmeister der Grünlandwirtschaft, weist auf entsprechende Folgen selektiver Unterbeweidung hin, und auch DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) nennen u. a. verschiedene Sträucher als „Weideunkräuter“ von Triftweiden, die unsere Altvorderen immer wieder durch Roden und Brennen beseitigen mussten, damit die Weiden nicht zuwuchsen.

Es nimmt deshalb nicht wunder, wenn die extensive Weidenutzung durch Schafe, Rinder oder Pferde in unseren Versuchen in der Regel eine z. T. recht beachtliche Bestockung mit wind- und vogelverbreiteten Bäumen und Sträuchern oder solchen mit klonalem Wachstum nach sich gezogen hat. In Todtmoos-Weg hat Ende der 90er Jahre eine fast explosionsartige Ansiedlung von Vogelbeerheistern stattgefunden (Abb. 5), die sich trotz häufigen Verbisses von Pferden, von Rindern eher durch Blattabstreifen beeinträchtigt, so kräftig weiterentwickelt haben, dass sie einige Jahre später „geschwendet“, also gerodet oder auf den Stock gesetzt werden mussten. Ähnlich haben sich vor allem Brombeeren - aber auch Haselsträucher, Birken und Stieleichen -, auf der Weidefläche in Schönau zu beachtlichen Polycormonen ausgebreitet. Sie mussten schon häufig in mehrjährigen Abständen zur Pflege der Weide abgeschlagen oder abgemäht werden. Sie treiben aber regelmäßig wieder aus, obwohl die dort stehenden Hinterwälder-Rinder, aber auch die Schafe, sicher häufig den jungen Austrieb anknabbern und befressen. Weniger störend war der Gehölzaufwuchs bis jetzt in Fröhnd; es wurde bisher nur zweimal geschwendet. Nur die höchste der Schwarzwald-Weideflächen in Bernau ist bis jetzt weitgehend von Gehölzaufwuchs verschont geblieben. Was die Rinder nicht mögen, verbeißt dort aber das Wild.

Die Schafweideparzelle in Hepsisau am Albtrauf ist inzwischen mehrmals von groß gewordenen Schlehen-, Rosen- und Haselgebüsch und anderen „Weideunkräutern“ befreit worden. Dagegen sind die Weideparzellen auf der Alb in St. Johann und Schoploch bisher gehölzfrei geblieben. Eine vermutlich sehr wichtige Ursache in St. Johann ist das im Jugendstadium äußerst langsame Wachstum und der Kümmerwuchs der reichlich eingewehten Eschen- und Ahorn-Keimlinge, die uns in der benachbarten, ungestörten Sukzession lange Zeit im dichten und bedeckenden Fiederzwenkenbestand verborgen blieben (vgl. Kap. 3.1.1; Näheres bei SCHREIBER 1997a). In Schoploch spielt sicher einerseits die bereits diskutierte Spätfrostgefährdung hinein; ist dennoch ein Keimling hochgekommen, möglicherweise im Strahlungsschutz des Buchenwaldtraufs, wird er mit seinem wohl-schmeckenden Laub von den die Fläche mehrmals jährlich überweidenden Schafen abgefressen. Dies gilt auch für die Keimlinge in St. Johann.

In Oberstetten ist zwar keine Weideparzelle eingerichtet worden. Aber eine der von uns beobachteten Sukzessionsparzellen in der unmittelbaren Nachbarschaft wurde zwischenzeitlich von der Schlehe befreit und mit einer Schafherde besetzt. Schon kurze Zeit später schoben die Schlehen trotz des Schafverbisses wieder zahlreiche Einzeltriebe nach. Die Schafe vermochten nicht, die Fläche gehölzfrei zu halten!

Die einzige erfolgreich jegliche Gehölzansiedlung und -ausbreitung bekämpfende Weidenutzung wird durch Ziegen erreicht! Nicht umsonst waren sie den Forstverwaltungen ein so großer Dorn im Auge, dass diese noch bis Mitte der 50er Jahre des 20. Jahrhunderts die vollständige Trennung von Wald und Weide forderten, soweit sie nicht bereits erfolgte (vgl. WILLMANN & MÜLLER 1977; ELLENBERG 1996; SCHWABE 1997). In Mambach (Südschwarzwald) haben Bunte und Weiße Deutsche Edelziegen an den Hängen des Wiesetales auf den Weideparzellen jegliche Gehölze vernich-

tet. Eine Haselstrauchhecke, die zu Beginn des Versuches nicht beseitigt worden war, ist nach wenigen Jahren durch Stammschälen, Rinden- und Zweigfraß sowie Verbiss jeglichen Neutriebs verschwunden, das tote Holz war bald verrottet. Auch Brombeeren kamen nicht wieder hoch. Zu den Weide- und Fraßgewohnheiten dieser Herde berichten WILLMANN & MÜLLER (1976, 1977) ausführlich (vgl. auch SCHREIBER 1996; SCHWABE 1997).

Erst mit dem Wechsel zu Burenziegen kamen vereinzelt wieder Brombeeren auf; offenbar ist die Gehölzbeseitigung durch sie nicht so erfolgreich. Eine Bekämpfung des Adlerfarns ist allerdings durch Ziegen auch nicht möglich. Selbst wenn WILLMANN & MÜLLER (1977) unter bestimmten Bedingungen nicht nur im Jugendzustand Farnwedelverbiss beobachteten – den ich auch später zu wiederholten Malen bei den Deutschen Edelziegen genauso wie bei Burenziegen registrierte – reicht dieses Verbeißen in unseren Weideparzellen nicht aus, um eine weitere Ausdehnung dieses besonders im Schwarzwald sehr lästigen Weideunkrautes zu verhindern (SCHREIBER 1996).

3.2 Auswirkungen und Folgen des Mulchens auf die Grasnarbe - ist Mulchen ein Mahd-Ersatz?

Über die Zweckmäßigkeit des Mulchens als Offenhaltungsmaßnahme ist in Naturschutz und Landschaftspflege viel diskutiert worden. Dabei wurde gelegentlich vergessen, dass das Mulchmaterial nicht, wie Schnittgut bei der Heuwerbung, langhalmig auf den Boden kommt, sondern stark zerkleinert liegen bleibt. Wirklich langjährige Untersuchungsergebnisse über den Einfluss dieses auf der Grasnarbe verbleibenden fein gehäckselten Pflanzenaufwuchses auf die Vegetationsentwicklung gibt es aber kaum. Dennoch wird häufig ein Eutrophierungseffekt angenommen. Unsere Untersuchungsergebnisse beweisen eher das Gegenteil, nämlich eine an Bestandesstruktur, Artenfächer und abnehmenden Erträgen nachweisbare Aushagerung; eine Eutrophierung ist hingegen nirgends zu beobachten!

3.2.1 Mulchen 2 x jährlich

Das in den süddeutschen Bracheversuchen mit Bodenkontakt dicht auf der Grasnarbe liegende Mulchgut auf den 2 x jährlich gemulchten Parzellen wird seit Versuchsbeginn – mit Ausnahme der beiden ersten Trockenjahre 1975 und 1976 – in der Regel innerhalb von zwei bis drei Wochen weitgehend von Regenwürmern und Mikroorganismen aufgearbeitet. Es handelt sich ja beim Juni- und Augustschnitt nicht um gänzlich abgestorbenes Material, dem durch vorherige Auslagerung Nährstoffe entzogen wurden. BROLL (1989) stellte die höchste mikrobielle Aktivität im Oberboden beim „Mulchen 2 x jährlich“ fest, BRAUCKMANN (2002) zählte ebenfalls dort die höchsten Regenwurmbundanzen, ergänzt durch Untersuchungen, die bis in den Anfang der 80er



Abb. 6: Zustand der Parzelle „Mulchen 2 x jährlich“ in Hepsisau etwa drei Wochen nach dem ersten Mulchschnitt Anfang Juli mit ca. 50 dt/ha Trockenmasse. Dort, wo das Mulchgut in dichter Packung auf der Grasnarbe lag, sind noch Reste der Auflage zu sehen, alles andere ist größtenteils abgebaut oder von der kräuterreichen Glatthaferwiese durchwachsen worden; der Graswuchs besteht weitgehend aus Glatthafer (Foto Schreiber, Ende Juli 2003).

Jahre zurückreichen (SCHREIBER 1980b). Selbst bei großen Mengen Mulchgut - in Hepsis-au sind es beim 1. Schnitt auch heute noch häufig bis zu 60-70 dt/ha Trockensubstanz, beim 2. Schnitt immer noch zwischen 20 - 30 dt/ha Trockensubstanz, nicht Heu! – findet dieser recht schnelle Abbau statt (Abb. 6). Es ist ein billiges, problemloses Recycling vor Ort! Das fein geschnipselte Material trocknet langsamer aus als langhalmiger, locker und ohne Bodenkontakt liegender, durchlüfteter Schnitt, so dass Trockenperioden den Abbau nicht so rasch hemmen. Lediglich auf den Feucht- bis Nassgrünland-Parzellen in Fischweier und Plättig (Nordschwarzwald) geht der Abbau vermutlich infolge länger anhaltender anaerober Bedingungen langsamer vonstatten. In dem atlantischen Klima Nordwest-Deutschlands und der Niederlande (vgl. BAKKER 1989) läuft dieser Prozess auch auf weniger feuchtem gemulchten Grünland hingegen eher noch etwas langsamer ab. Vermutlich können als Ursache für diesen Unterschied die gleichen klimatischen Bedingungen angesehen werden, die ELLENBERG (1954) für den breiten Fächer an unterschiedlichen Fettwiesen in Süddeutschland - von den trockenen Salbei-Glatthaferwiesen bis zu den nassen Seggen-Glatthaferwiesen (SCHREIBER 1962) - einerseits gegenüber den nur zwei Glatthafer-Gesellschaften in Nordwestdeutschland andererseits kausal verantwortlich macht. Dieser auffällige und wichtige Unterschied zwischen dem kontinental getönten Süden Deutschlands und dem atlantischen Nordwesten ist aber bisher bezüglich des Mulchens kaum beachtet worden. Die Länge der Verweildauer der Mulchschicht ist jedoch von größter Bedeutung für das Artenspektrum der Grasnarbe. Schon SCHIEFER (1981) stellte nach den ersten drei Jahren „Mulchen 2 x jährlich“ eine deutliche Zunahme von lichtbedürftigen Rosettenpflanzen fest; diesen anhaltenden Trend

konnten BRIEMLE & SCHREIBER (1994) bestätigen. In den meisten 2 x jährlich gemulchten Parzellen sind im Laufe der Zeit neben der Gesamtartenzahl auch die Anzahl von Armutszeigern, vor allem aber die der Individuen von bunt blühenden Kräutern angestiegen (SCHREIBER 2001a,b). Im Gegensatz zu BRIEMLE (1998), der damals noch dem Mulchen grundsätzlich eine Zunahme des Deckungsanteils der Gräser zuschrieb, konnten wir seit fast 30 Jahren in der Hälfte der DQ dieser Parzellen einen Anstieg der Kräuterdeckung feststellen, fast immer mit einem entsprechenden Rückgang der Gräser; gelegentlich waren auf der gleichen Parzelle in den beiden DQ sogar gegensätzliche Tendenzen zu beobachten (vgl. Tab. 3); man braucht eben viele Flächen und langfristige Beobachtungen, um eine besser abgesicherte Aussage machen zu können. Alle Bestände sind ärmer an Obergräsern sowie offener und lichter geworden, ein weiterer Grund für die Zunahme von Rosettenpflanzen. Eine deutliche Ausnahme ist Oberstetten im Taubergrund; dort sind die ursprünglichen Salbei-Glatthaferwiesen (Tab. 1; SCHIEFER 1981) keineswegs durch das Mulchen kräuterreicher geworden. Der Wiesen-Salbei hat in dem immer noch sehr stark von Obergräsern wie Aufrechte Trespe und Glatthafer dominierten Bestand kaum an Zahl gewonnen und bestimmt nur spärlich das Bild dieser auch seinen Namen tragenden Gesellschaft. In andere Parzellen sind hingegen inzwischen Arten wie der Kleine Klappertopf (Melchingen, Rangendingen) eingewandert.

Ein weiteres Phänomen der Parzelle „Mulchen 2 x jährlich“ ist die Tatsache, dass der auf Grünland messbare Ertrag, der vor jedem Mulchschnitt ermittelt wurde, häufig nicht, wie allgemein auch heute noch vermutet wird, anstieg, sondern im Laufe der Zeit rückläufig war (Tab. 3; vgl. SCHREIBER

Tab. 3: Deckung der Artengruppen Gräser (G), Kräuter (K), Leguminosen (L) und Grasartige (GR) in den Mulchparzellen der Bra- cheversuche in Baden-Württemberg in den Jahren 1975 (Versuchsbeginn) und 1999 (DQ = Dauerquadrat, 2M = Mulchen 2 x jährlich; nach SCHIEFER 1981 und eigenen Schätzungen); die Kräuter sind besonders hervorgehoben. Die Ertragsangaben stammen von jährlichen, stark schwankenden Ertragsfeststellungen neben den DQ durch die betreuenden Landwirtschaftsämter.

Versuchsanlage			2M					2M					Erträge dt		
Nr.		Jahr	DQ	G	K	L	GA	DQ	G	K	L	GA	Ø	Trend	
1	Oberstetten	1975		2	93	+	-		59	35	26	-		40	
		1999	10	80	25	3	+	5	60	30	10	+			
2	St. Johann	1975		49	73	13	11		100	19	3	2		26	
		1999	3	75	45	1	10	9	90	35	1	7			
3	Rangendingen	1975		47	61	25	4		43	63	21	+		29	
		1999	3	65	55	15	3	1	60	60	10	2			
4	Ettenheim- münster	1975		52	28	6	11							31	
		1999	1	80	45	10	+								
5	Bernau	1975		62	52	4	6		67	34	4	5		20	
		1999	9	60	80	5	+	10	60	70	5	+			
6	Hepsisau	1975		94	38	19	+							76	
		1999	3	65	55	20	2								
7	Melchingen	1975		54	74	1	-		61	48	10	3		34	
		1999	3	60	65	5	2	2	40	55	2	3			
9	Fischweier	1975		46	49	2	10		52	95	+	11		52	
		1999	4	85	20	+	+	9	95	20	1	+			
10	Plättig	1975		55	38	8	22		-	-	-	-		32	
		1999	3	50	40	+	70	-	40	40	10	70			

■ Abnahme □ kaum Veränderung (±5% im Rahmen des Schätzfehlers) ■ Zunahme

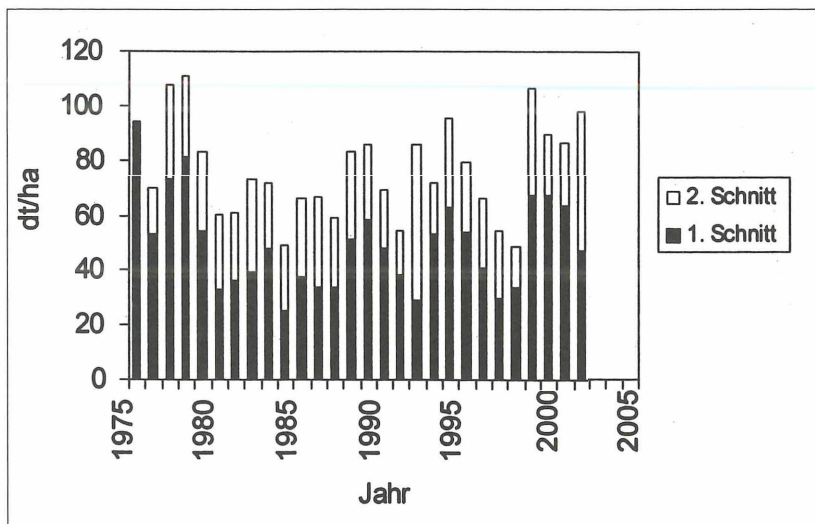


Abb. 7: Erträge des DQ 3 der Parzelle „Mulchen 2x jährlich“ in der Versuchsanlage Hepsisau auf sehr fruchtbarem, von nährstoffreichem Hangzugwasser gespeisten Standort. Sehr auffällig sind die wellenförmigen Veränderungen der Ertragshöhe, die bis 1998 einen insgesamt eher abfallenden Trend zeigt, um dann ab 1999 plötzlich wieder auf das Ausgangsniveau um 100 dt/ha anzusteigen.

& BROLL 1995). Es gibt nur wenige Ausnahmen, wie z. B. in Oberstetten, wo wir – in allen Mulchvarianten! – bei starker jährlicher Streuung eher einen bis heute anhaltenden Trend zum Anstieg der Erträge feststellen. Insgesamt muss man aber von einer langsamen Aushagerungswirkung des zweimaligen Mulchens sprechen (siehe bereits SCHREIBER 1987), die sowohl Halbtrockenrasen als auch den Fächer der Glatthaferwiesen betrifft, zumindest wenn man die deutliche Zunahme von meist auch lichtbedürftigen Armutszeigern zugrunde legt. Dies trifft selbst auf die sehr leistungsfähige Glatthaferwiese in Hepsisau zu, bei der die Erträge zunächst zwar ebenfalls abnahmen (Abb. 7), seit wenigen Jahren aber wieder fast so hoch wie zu Versuchsbeginn liegen. Schon SCHIEFER (1984) und BRIEMLE (1990) wiesen darauf hin, dass fruchtbare Grünlandstandorte selbst bei Entnahme des Mähgutes (vgl. dort) kaum auszumagern wären. Selbst



Abb. 8: Auf vielen 2x jährlich gemulchten Parzellen sind kräuterreiche Wiesen entstanden, die im Jahr 2003 schon Mitte Mai ihre Hauptblütezeit hatten und ihre ganze bunte Blütenpracht entfaltet. Salbeireicher Halbtrockenrasen mit Aufrechter Trespe und Glatthafer in Rangendingen mit den Blüten vom Scharfen und Knolligen Hahnenfuß, Roten Wiesenklees, Gewöhnlichen Wundklee, Rauhen Löwenzahn, Gewöhnlichen Hornkraut, von der Gewöhnlichen Wucherblume, der Wilden Möhre u. a. (Foto Schreiber, 15. Mai 2003).

bei den Feucht- bis Nassgrünlandstandorten in Fischweier und Plättig zeigen die jährlichen Ertragserhebungen um die DQ entweder keinen oder meist einen eher abnehmenden Trend. Möglicherweise hängt die Aushagerung von zeitweiligen Stickstoffverlusten durch Denitrifikation unter Sauerstoffmangelsituationen im stark durchwurzelten Oberbodenbereich oder in „Feuchte-Inseln“ in der Bodenmatrix ab.

Jedenfalls sind auf vielen 2 x jährlich gemulchten Parzellen inzwischen obergrasarme, niedrigwüchsige, bunte Blumenwiesen entstanden (Abb. 8), wie sie vor Versuchsbeginn dort nicht existierten. Dies fordert regelrecht dazu heraus, das „Mulchen 2 x jährlich“ zumindest im gesamten süddeutschen Raum als nicht nur erhaltende, sondern vielfach sogar verbessernde, aber kostensparende Ersatzmaßnahme für die Pflege ehemaliger zweischüriger Wiesen oder für ihre Neubeegründung einzusetzen, die fast soviel leistet wie das aufwändige „Mähen mit Abräumen“.

„Mulchen 2 x jährlich“ ist, wie wir gesehen haben, nicht nur ein billiges, sondern auch problemloses Recycling unerwünschten und nicht nutzbaren Aufwuchses an Ort und Stelle. Darüber hinaus ist neben der Gehölzbeseitigung ein weiterer positiver Effekt das bisher recht erfolgreiche Verhindern einer Ausbreitung des Adlerfarns, der nicht nur in Ettenheimmünster, sondern im ganzen Schwarzwald nicht unerhebliche Probleme auf ehemaligen Weiden und Lichtungen bereitet.

3.2.2 Mulchen 1 x jährlich

Im Prinzip gelten zwar die vorstehenden Ausführungen auch für das „Mulchen 1 x jährlich“. Der Stoffumsatz des im Frühsommer, Ende Juni gemulchten Aufwuchses, der allerdings auch noch überständiges Material aus dem Vorjahr enthält, ist aber fast genau so schnell wie bei zweimaligem Mulchen. Auch beim späten Mulchschnitt bleibt das Schnittgut nicht sehr lange liegen. In beiden Fällen ist wie bei der intensiveren Variante in der Regel eine Abnahme der Obergräser und Auflichtung der Bestände zu beobachten, die Rosettenpflanzen nehmen im Allgemeinen zu, aber alles fällt gedämpfter aus. Während jedoch die zweimal gemulchten Parzellen vielfach eine, z. T. sogar sehr kräftige Artenerhöhung zu verzeichnen hatten, nehmen die Artenzahlen beim einmaligen Mulchen fast überall ab. Oberstetten bildet auch hier wieder die Ausnahme. Auch die Deckung der Kräuter ist häufiger rückläufig, aber keinesfalls die Regel; so finden wir z. B. in Bernau und Plättig durchaus beträchtliche Zunahmen der Kräuterdeckung. Dies hängt sehr stark von der Artenkombination der jeweiligen Grünlandgesellschaft ab. In fast jedem Falle hat aber der Deckungsgrad der Gräser z. T. nur wenig, teilweise aber auch stark zugenommen, so dass sich hier eher die Aussage von BRIEMLE (1998) einpassen lässt.

Vielfach gehen auch beim einmaligen Mulchen jährlich die Erträge zurück (SCHREIBER & BROLL

1995). Es findet ebenfalls in der Regel eine langsame Aushagerung statt. Allerdings ist es bisher nicht in dem Maße zu dem auffälligen Reichtum an bunt blühenden Kräutern gekommen wie beim „Mulchen 2 x jährlich“; trotzdem sind die Bestände vielfach „besser“ im Sinne des Naturschutzes durch Individuenzunahme entsprechender Arten im Vergleich mit der Ausgangssituation geworden. Hinsichtlich des Zeitpunktes des einmaligen Schnittes im Frühsommer oder Herbst sind die keineswegs eindeutigen Unterschiede nicht sehr groß, aber der frühe Schnitt scheint eher eine Individuenanreicherung blühender Kräuter herbeizuführen als der späte. Insgesamt lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass der Verzicht auf einen weiteren Mulchschnitt zwar häufiger zu einer stärkeren Vergrasung führt, aber Wiesengesellschaften auch in Süddeutschland durch „Mulchen 1 x jährlich“ in ihrem Bestand erhalten werden können; gelegentlich ist sogar eine „Verbesserung“ zu erzielen.

Beim „Mulchen jedes 2. Jahr“ ebenso wie beim „Mulchen jedes 3. Jahr“ ist der Trend zu einem höheren Gräseranteil an der Gesamtdeckung in dem größeren Teil der Versuchsanlagen angedeutet bis deutlich; es findet aber auch hier nicht grundsätzlich eine Vergrasung statt (vgl. Tab. 7 bei SCHREIBER 2001a)! Fast durchweg ist es zu einer mäßigen bis deutlichen Artenverarmung gekommen.

Auffällig ist jedoch eine Umschichtung und Verschiebung der Artenmächtigkeiten zwischen den Mulchschnitten. Es beginnt eine Sukzessionsentwicklung, die die einzelnen Bestände in die Nähe der Krautschichtzusammensetzung der „ungestörten Sukzession“ bringt. Nach jedem herbstlichen Schnittereignis findet jedoch ein plötzlicher Rückschritt zur Ausgangsgesellschaft statt. Ganz offensichtlich ist auch nach fast 30 Jahren ein Teil der alten Artengarnitur des Wirtschaftsgrünlandes noch vorhanden, zwar stark zurückgezogen, aber in „Lauerstellung“; die alten Arten nutzen den die anderen Arten beeinträchtigenden Schnitteingriff als Chance, sich durch schnelle Bestockung und rasches Wachstum ihren früheren Lebensraum zurückzuerobieren. Spätestens im Laufe des Folgejahrs beginnt wieder die Verschiebung in Richtung der Sukzessionsparzellen. Dieser Zyklus wiederholt sich bis heute. Auf den trockeneren Standorten breitete sich die Fiederzwenke aus, ohne jedoch bis jetzt überhand zu nehmen. In Rangendingen trat im letzten Jahr vor allem auf der jedes 2. Jahr gemulchten Parzelle verstärkt der Mittlere Klee dazu, ein Versaumungszeiger wie auch die Fiederzwenke. In den frischen bis wechselfeuchten Glatthaferwiesen sind vermehrt Hochstauden zu finden, vielfach aus dem Fächer der stärkeren Wechselfeuchtigkeitszeiger und dem der nitrophilen Säume, auch hier ein Anzeichen für eine beginnende Versaumung. Es ist aber sicher, dass diese Gesellschaften nie zu Saumgesellschaften werden, schon wegen des in Intervallen stattfindenden regulierenden Mulch-

schnittes, aber auch als Folge eines stetigen Konkurrenzkampfes zwischen Versaumungszeigern im weiteren Sinne und zähen Wirtschaftsgrünlandarten. Das zeigt auch der permanente Dominanzwechsel zwischen diesen Artengruppen in der Krautschicht nahezu aller inzwischen 30-jährigen Sukzessionsparzellen, die bis jetzt dieses schon lange, aber wohl vergeblich vermutete Ziel (vgl. SCHIEFER 1981) auch nicht erreicht haben.

!

Über diese später, z. T. seit 1981, spätestens seit 1989 eingeführte Maßnahme (vgl. Tab. 2) braucht nicht viel berichtet zu werden. Sie ist zumindest dort, wo wirklich gemäht wurde, wie in Ettenheimmünster, identisch mit der alten Wirtschaftsweise der Wiesennutzung bis in die 50er Jahre des letzten Jahrhunderts. Offensichtlich sind aber auch in den Versuchsflächen, in denen aus arbeitstechnischen und zeitlichen Gründen diese Parzellen zwar gemulcht, aber sofort abgeräumt wurden, an der Vegetation keine erkennbaren Einflüsse zu sehen; für die Pflanzen ist es nicht ganz, aber wohl ziemlich egal, ob ein Schnitt mit dem Mähbalken oder mehr ein Abreißen mit dem Kreiselmäherwerk oder dem Schlegelhäcksler erfolgt. Faunistisch ist das sicher anders zu beurteilen (vgl. LÖBBERT 1998).

Die Aushagerung ist selbst auf sehr wüchsigen Standorten wie in Hepsisau um ein mehrfaches schneller erfolgt als beim „Mulchen 2 x jährlich“. Schnell haben sich die Flächen aufgelichtet und sind niedrigwüchsiger geworden; Armutszeiger, vor allem Kräuter wie z. B. die Büschel-Glockenblume und die Rosettenpflanzen, unter ihnen besonders der Spitz-Wegerich, haben sich dort wie auch auf anderen Flächen meist stark ausgebreitet. Die Erträge sind anfänglich im Gegensatz zu der von Schiefer (1984) noch anhand von Versuchsergebnissen geäußerten Meinung auch auf fruchtbaren Flächen deutlicher als beim Mulchen zurückgegangen (vgl. Abb. 9); jedoch zeigt überraschenderweise in den letzten Jahren auch diese Parzelle wieder höhere Ertragswerte. Auf die Schwierigkeit der Ausmagerung solcher leistungsstarken Standorte selbst bei Stoffentnahme weist auch BRIEMLE (1990) hin. Blütenreiche Bestände sind inzwischen fast die Regel, aber auch hier gibt es Ausnahmen: in Ettenheimmünster ist auch diese Parzelle wie die Parzelle „Mulchen 2 x jährlich“ eher grasbetont. Es besteht kein Zweifel, dass diese das alte Mahdsystem direkt imitierende Maßnahme die erfolgreichste Wiesenpflege darstellt, sie ist nur aufwändig und schafft ernste Probleme mit der Entsorgung des Mähgutes und Eutrophierung am Lagerungsort, während das Mulchen ein unmittelbares Stoff-Recycling vornimmt und dennoch keineswegs zur Eutrophierung von Flächen beiträgt!

Es ist bereits darauf hingewiesen worden, dass die Gehölzansiedlung wahrscheinlich auch

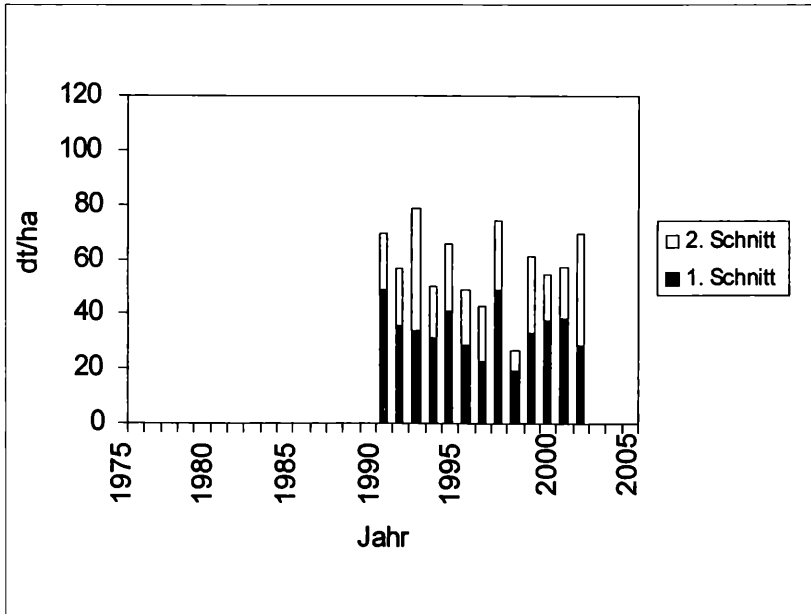


Abb. 9: Erträge des DQ 8 der Parzelle „2 x jährlich Mähen mit Abräumen“ in der Versuchsanlage Hepsisau. Es handelt sich um einen sehr fruchtbaren, von nährstoffreichem Hangzugwasser gespeisten Standort am Albtrauf. Die 1989 von der Parzelle „Mulchen 2 x jährlich“ abgetrennte Fläche beginnt 1990 mit dem gleichen Ertrag (vgl. Abb. 7), fällt allerdings bis 1998 wesentlich stärker ab. Aber auch hier pendeln sich - mit einer angedeuteten Wellenbewegung - die Erträge ab 1999 wieder auf das Niveau von 1990 ein.

etwas mit dem häufig zu scharfen Brennen der Grasnarbe zu tun hat; d. h., statt des Abbrennens von maximal - der Streudecke als ein Ziel des kontrollierten Brennens (vgl. SCHREIBER 1997c) ist die Grasnarbe nicht nur stellenweise – was in der Natur der Sache liegt - sondern recht häufig, vor allem in den ersten Jahren, ganzflächig bei zu trockener Streu und anderen ungünstigen Brennbedingungen bis auf die Bodenoberfläche durchgebrannt worden. Dadurch wurden die Sprossbasen zahlreicher Pflanzen zerstört, es entstanden viele Lücken, die dann von Arten mit angepassten Ausbreitungsstrategien eingenommen wurden. Das sind sog. Pyrophyten, die sich aus zahlreichen Wurzelausläufern (Rhizomen) im Boden, denen die nur oberirdisch hohen und tödlichen Feuer-temperaturen nichts anhaben konnten, schnell wieder regenerierten; dazu gehört natürlich auch die Schlehe. Es sind Pflanzen mit klonalem Wachstum, die große Polycormone bilden können wie die Fiederzwenke auf trockenen Grünlandstandorten oder das Rohrglanzgras auf wechselfeuchtem bis sehr feuchtem Grasland.

Es verwundert deshalb nicht, dass vor allem nach den ersten Jahren des Brennens diese beiden Arten die Dominanz auf den standörtlich entsprechenden Brennparzellen erreichten. In Fischweier besitzt der Rohrglanzgrasbestand bis heute größtenteils einen Deckungsgrad von 100 %; das zwischenzeitlich stark aufgekommene Indische (Drüsige) Springkraut, der lästige Neophyt, ist vermutlich nicht durch das Brennen, sondern auf Grund des auch an anderen Stellen inzwischen nach fünf bis sechs Jahren häufig beobachteten Ermüdens auf der Parzelle fast erloschen. Auf den Flügel-Ginsterweiden in Bernau (Hochschwarzwald) hat sich überhaupt

keine Pyrophytenflur eingestellt, sondern beim Brennen jährlich hat sich der Flügelginster mit seinen oberirdischen Ausläufern ausgebreitet; selbst die Arnika ist eher etwas häufiger zu finden. Rotes Straußgras, Rotschwengel und Borstgras haben überdauert. Besonders gefördert worden ist die Draht-Schmiele, vor allem beim „Brennen jedes 2. Jahr“; dort hat sich Jahr für Jahr ein dichter, im Sommer und Herbst mit seinen goldgelben Rispen im Winde wiegender Bestand über den darunter kaum sichtbaren Heidelbeersträuchern gebildet. In den Halbtrockenrasen von St. Johann haben sich inzwischen erfolgreich die Aufrechte Trespe und der Rotschwengel gegen die zunächst übermächtige Konkurrenz der Fiederzwenke durchgesetzt, es ist ein andauernder jährlicher Wechsel in den Dominanzen zu beobachten; überraschenderweise ist bisher der andernorts in den Brennparzellen recht erfolgreiche Wiesen-Salbei kaum über einige Exemplare hinausgekommen.

Auf den wechselfeuchten, älteren Brandparzellen in Ettenheimmünster hat sich in der weitgehend noch vom Roten Straußgras und dem Rotschwengel beherrschten Grasnarbe (anstelle von Pyrophyten!) inzwischen der Gewöhnliche Teufelsabbiss stark vermehrt, besonders in der Parzelle „Brennen jedes 2. Jahr“ ist es zu einem dichten, kräftig blühenden Bestand gekommen. Ihm folgt nun offenbar seit wenigen Jahren der Wiesen-Arznei-Baldrian. Beide Arten, die die Sprossbasis im Winter durch Wurzelkontraktion etwas in den Boden ziehen, können offenbar das Brennen, wenn es nicht die Sprossbasis selbst zerstört, gut vertragen und sich, wenn sie die Brandparzelle einmal erreicht haben, im Konkurrenzkampf erfolgreich durchsetzen. Eine völlig andere Entwicklung nahmen die einige Jahre später zusätzlich eingerichteten neuen Brandparzellen: Beim „Brennen jedes Jahr neu“ hat sich bald ein dicht schließender und schließlich die ganze Parzelle bedeckender Polycormon der Späten Goldrute gebildet; eigenartigerweise ist sie bisher nicht in die angrenzende Parzelle „Brennen jedes 2. Jahr neu“ eingedrungen, die größtenteils von der Brombeere beherrscht wird. Beide zu verschiedenen Zeiten angelegte Brennparzellenpaare haben also sehr unterschiedliche Entwicklungen hinter sich und sind mit ihrem derzeitigen Artenfächer nicht miteinander zu vergleichen. In Rangendingen und Oberstetten hat der Wiesen-Salbei neben dem klonalen Wilden Majoran auf der Brennparzelle inzwischen dichte Bestände gebildet.

Ohne diese unterschiedlichen Entwicklungen weiter im Detail nachzeichnen zu können, heißt das mit anderen Worten, dass ein jährliches oder zweijähriges Brennen keineswegs nur einen eintönigen Pyrophyten-Aspekt mit dominierenden Gräsern, sondern ebenfalls, wie das Mulchen, auch recht unterschiedliche bunte, kraut- und blütenreiche Grünlandbestände hervorzubringen vermag (Näheres s. SCHREIBER 1987c). Eine auffällige Eutrophierung, z. B. durch das Auftreten von Stickstoff-Zeigerpflanzen (ELLENBERG et al. 1992), ist nirgends zu beobachten!

4 Grünlandentwicklung unter dem extensiven Weideeinfluss von Ziegen Schafen Rindern und Pferden

Offenhaltung ohne Nacharbeit ist, wie wir sahen, nur mit dem Einsatz von Ziegen möglich. Zugleich ist auf einer der beiden Weideparzellen in Mambach auf früheren Ackerterrassen eine blütenreiche Klappertopfweide entstanden. An dem Steilhang hat sich - neben immer wieder durch Tritt und herausfrierende Felsstücke entstandenen kleinen Erosionsflecken - ein weniger attraktives, von Brombeeren und Adlerfarn, aber auch dem Flügel-Ginster durchsetztes und dem Roten Straußgras dominiertes Grasland entwickelt.

Wie zu erwarten, sind in den Hochlagen des Schwarzwaldes die Flügel-Ginsterweiden durch Schafe, Rinder und Pferde erhalten, meist jedoch verbessert worden, aber gelegentliches Schwenden (Abschlagen und Beseitigen von Gehölzen) ist unumgänglich. Eher enttäuschend ist die Schafbeweidung auf der Alb verlaufen. Die ehemalige Enzian-Kalkmagerweide in St. Johann gibt es nicht mehr, die bestimmenden Enzian-Arten, wie Frühlings-, Fransen- und Deutscher Enzian, sind ausgestorben; die gelegentlich die Weideparzelle bestoßende Schafherde des Oberen Lindenhofes kommt praktisch gar nicht mit anderen artenreichen, samenspendenden Magerrasen in Berührung. In Schopfloch sieht es etwas besser aus: Knolliger Hahnenfuß, Tauben-Skabiose, Kleine Pimpernelle, Kleine Brunelle u. a. geben im Frühjahr viele Farbtupfer, aber von Besonderheiten, die manche Kalkmagerrasen der Umgebung auszeichnen, kann nicht berichtet werden. Ähnlich ist es auf der eher einer ungepflegten Fettweide ähnlichen Weideparzelle am Albtrauf in Hepsisau, obwohl beide Versuchsflächen mit Schafherden bestoßen werden, die auch in Naturschutzgebieten weiden. Alles in allem hat es kaum eine Verschlechterung der Ausgangssituation von 1975 gegeben, aber mit Ausnahme des Schwarzwaldes auch keine nennenswerte Verbesserung durch den extensiven Weidegang. Es fehlen wohl die früher (vgl. BONN & POSCHLOD 1998) recht erfolgreichen Ausbreitungsmechanismen und -medien.

4 Zusammenfassende Diskussion wichtiger Aspekte der Pflegemaßnahmen zur Offenhaltung der Kulturlandschaft

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass man vor unerwarteten, überraschenden Entwicklungen, gelegentlich auch Entwicklungsschüben, die plötzlich beginnen, keineswegs sicher ist. Prognosen sind deshalb schwierig bis unmöglich, vor allem dann, wenn man sie auf dem Artniveau versucht. Die Feststellung von ANTIGNOLI et al. (1995), dass „jeder einzelne Sukzessionsverlauf streng genommen einzigartig im Raum und einmalig in der Zeit“ bleibt (vgl. auch MILES 1979), gilt eben nicht nur für die Sukzession, sondern auch für alle Pflegemaßnahmen! Die von SCHREI-

BER (1997a) in vielen, zeitlich gestaffelten Kartierungen derselben Flächen festgehaltenen individuellen Entwicklungsstränge bei Gehölzansiedlung und Krautschichtentwicklung der Sukzessionsparzellen haben dies für die Sukzession unter Beweis gestellt, selbst bei sehr ähnlichen oder gar gleichartigen Standortverhältnissen. Aber auch die vorstehend geschilderten eigentümlichen Entwicklungen beim Mulchen, Brennen oder Beweiden weisen auf die Einmaligkeit jeder Parzelle hin. Es zeigt sich, dass sich nicht nur unterschiedliche Zeitpunkte oder andersartige Umgebungsbedingungen, wie Distanzeffekte, Vorgeschichte der Flächen (vgl. SCHIEFER 1981) oder regionale Besonderheiten (z. B. Schlehendruck im Taubertal) diversifizierend auswirken, sondern auch der Zufall – im engeren wie im weiteren Sinne – die Hände mit im Spiel hat und eigentlich nicht zu leugnen ist.

Es ist zwar sicher, dass sich im potenziellen Waldland Mitteleuropas aufgelaassene Flächen – abgesehen von Extremstandorten - wieder in Wald zurückverwandeln werden, doch spielt der Zeithorizont eine große Rolle. Wenn man den Planungszeitraum auf etwa 25 Jahre begrenzt, wie bei uns üblich, ist es oft nur Spekulation, ob in dieser Zeit effektive Offenhaltungsmaßnahmen zur Vermeidung einer Gehölzansiedlung eingesetzt werden müssen oder nicht. Erst recht bleibt es unsicher, welche Holzartenzusammensetzung sich auf einer Fläche etablieren und zunächst entwickeln wird. So ist die von OBERDORFER & KORN-ECK (1978/1993) geäußerte und von WILMANN & SENDTKO (1995) übernommene Vorstellung, aus einem Gentiano-Koelerietum wie in St. Johann würde die Sukzessionsentwicklung den Weg über Wacholderheiden zu Haselgebüsch nehmen, völlig unterlaufen worden! Es ist, wie wir sehen können, ein Kalk-Eschenwald im Entstehen, wenn auch sehr langsam (vgl. WILMANN & SENDTKO 1995). Weder Wacholder noch Hasel haben sich in 30 Jahren überhaupt nur eingefunden. Auch die Schlehe ist trotz eines sehr großen Gebüsches neben der Versuchsfläche – als Eindringling eigentlich erwartet! – bis jetzt nicht, zumindest nicht erfolgreich, durch Vögel eingetragen worden. Klonal ist sie gerade erst äußerst langsam in den Randstreifen um die Parzellen angekommen. In der sich immer dichter schließenden Sukzessionsparzelle würde sie aber bereits jetzt auf verlorenem Posten stehen.

Muss man bei erfolgter Gehölzansiedlung in einer Sukzessionsparzelle von einer gerichteten Entwicklung sprechen, so fällt dies angesichts des Verhaltens der Krautschicht der vielen noch von Beschattung und unmittelbarer Gehölzkonkurrenz freien und vielfach noch recht großen Grünlandflächen dieser Parzellen schwer. Anfänglich stark versaumende Parzellen sind im Laufe der Zeit immer wieder in der Artendominanz den Ausgangsbeständen näher gerückt; von Jahr zu Jahr verändern sich die Dominanzverhältnisse zwischen Wirtschaftsgrünlandarten im weiteren Sinne und Saumarten im engeren Sinne, von dem sich laufend verschiebenden Mosaik der Musterbildung einmal ganz abgesehen (vgl. SCHREIBER

1997a, 2002a,b). Aus der dominanten Johanniskrautflur in Melchingen (SCHIEFER 1981) ist inzwischen schon lange wieder eine Bergglatthaferwiese geworden, in der seit Jahren der Glatthafer absolut vorherrscht, teilweise von Brennnessel, Giersch und Herden von Gewöhnlichem Kreuzlabkraut unterstützt, was auf eine gewisse Eutrophierung der Sukzessionsparzellen hinweist (SCHREIBER 1987, 1997a). Wenn man jedoch von dem Artniveau abweicht und statt dessen abstrahiert, z. B. differenzierende biologische Pflanzenmerkmale, sog. funktionelle Gruppen untersucht (KAHMEN et al. 2002), dann lassen sich durchaus auch hier Trends erkennen: u. a. Erhöhung des Anteils großer Arten, mehr Arten mit hoher spezifischer Blattfläche, weniger Arten mit Speicherorganen, Förderung von Arten mit langen, meist unterirdischen Ausläufern und Arten mit schweren, aber auch solchen mit kleinen Samen sowie Zunahme von Arten mit kurzer oder späterer Blühperiode (KAHMEN 2004).

Auch die Entwicklung, die die kontrolliert gebrannten Parzellen genommen haben, lässt, was den Artenfächer betrifft, keine grundsätzlich gerichtete Tendenz erkennen, wenn nicht Gehölze diese vorzeichnen. Jede Brennpazelle hat ihren eigenen Entwicklungsstrang. Es werden nicht nur Rhizomarten als spezifische Pyrophyten gefördert, auch andere Wuchsformen der Hemikryptophyten, wie z. B. Horstpflanzen unter Gräsern und Kräutern sowie Halbrosenpflanzen, nehmen inzwischen am Aufbau und Aspekt der Brennpazellen mit großem Erfolg teil (vgl. SCHREIBER 1997c).

Seit Jahren haben wir sowohl mit Mulchen als auch mit Mähen einschließlich Abräumen Standortbedingungen, Pflanzenbestände und Strukturen, wie obergrasarme, durchlichtete Graslandereien geschaffen, die wichtige Voraussetzungen für eine erfolgreiche (Wieder-)Ansiedlung von erwünschten Arten sind. Aber diese sind bisher weitgehend ausgeblieben; einerseits, weil sie bereits in der Samenbank der Böden fehlen (HÜLS-METZKER 1995), andererseits, weil die meisten mit den wirtschaftenden Bauern oder der Wanderschäfferei zusammenhängenden Verbreitungsmechanismen längst nicht mehr funktionieren (BONN & POSCHLOD 1998). Manche Arten, wie die Enziane in den Halbtrockenrasen in St. Johann, sind verschwunden und noch nicht wieder erschienen, weil der Samennachschub fehlte. Erst jetzt, nach 25 - 30 Jahren, kommt mal hier, mal dort, auch mal beim Brennen, eine Orchidee oder eine andere selten gewordene Art in Einzelexemplaren auf die Versuchsflächen. Wollte man mehr und schnelleren Erfolg haben, muss man aktive und spezielle Wiederansiedlungsverfahren einsetzen. Selbst die Einwanderung aus unmittelbar benachbarten Grünlandflächen geht äußerst langsam vonstatten, sogar wenn diese üppig ausgestattet sind (vgl. auch DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Wir haben in Melchingen in den Mulchparzellen > 20 Jahre auf den oberhalb und unterhalb in großen Mengen stehenden Kleinen Klappertopf warten müssen. Das früher so stark proklamierte Verbundsystem in einer Kulturlandschaft, an das

unsere Versuchsflächen zumindest zum Teil Anschluss haben, eröffnet für die Wanderbewegungen vieler Pflanzenarten in einer halbwegs überschaubaren Zeit ganz offensichtlich nur wenig Möglichkeiten der Ausbreitung – im Gegensatz zur Fauna. Ausnahmen bilden in erster Linie Arten, deren Diasporen durch Wind (TACKENBERG 2001) oder Vögel z. T. weit verbreitet werden; diese sind allerdings nicht unbedingt auf ein Verbundsystem angewiesen.

IV. ZUSAMMENFASSUNG

ANTOGNOLI, C., M. LÖRTSCHER, F. GUGGISBERG, S. HÄFELINGER, A. STAMPFLI (1995): Tessiner Magerwiesen im Wandel. Schr.r. Umwelt Nr. 246 (Natur u. Landschaft), Bundesamt Umwelt, Wald u. Landschaft (BUWAL), Bern: 134 S.

BAKKER, J.P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. Geobotany 14, Dordrecht: 400 pp.

BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. UTB f. Wiss., Wiesbaden (Quelle & Meyer): 404 S.

BRAUCKMANN, H.-J., 2002: Regenwurmzönosen in südwestdeutschen Grünlandbrachen. Arb. Inst. Landschaftsökol. 10, Münster, 121 S + Anhang.

—, M. HEMKER, M. KAISER, O. SCHÖNING, G. BROLL, K.-F. SCHREIBER, 1997: Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. Veröff. Projekt „Angew. Ökol. (PAÖ) 27, Landesanst. Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe, 158 S.

— & K.-F. SCHREIBER (2001): Die Bracheversuchsfläche Oberstetten – eine Bilanz nach über 25 Jahren - Faun. u. flor. Mitt. Taubergrund 19, Bad Mergentheim: 1 - 45.

BRIEMLE, G. (1990): Extensivierung von Dauergrünland – Forderungen und Möglichkeiten. Bayer. Landw. Jb. 67: 345 - 370.

BRIEMLE, G. (1998): Wildpflanzengerechte Nutzung und Pflege des Grünlandes - Praktische Erfahrungen aus dem Grünlandversuchswesen. Schr.r. Vegetationskunde 29: Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt., BfN Bonn-Bad Godesberg: 111 - 122.

BRIEMLE, G. & K.-F. SCHREIBER (1994): Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen. Tuexenia 14, Göttingen: 229 - 244.

BROLL, G., 1989: Die mikrobielle Aktivität der Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster 10, 95 S.

- BROLL, G. (1996a): Einfluß von Extensivierung und Flächenstillegung auf bodenökologische Prozesse. Ein Beispiel zur Bedeutung der Bodenökologie für die Angewandte Landschaftsökologie. Arb. Inst. Landschaftsökol. 2 (KARL-FRIEDRICH SCHREIBER zum 70. Geburtstag), Münster: 331 - 344.
- BROLL, G. (1996b): Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 8: 225 - 228.
- BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 74: 49 - 52.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): Kulturgrasland. Ökosysteme Mitteleuropas, hg. R. Pott. Stuttgart (Ulmer): 239 S.
- ELLENBERG, H. (1954): Über einige Fortschritte der kausalen Vegetationskunde. Vegetatio 5/6, Den Haag: 199 - 211
- (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 1096 S.
- , K.-F. SCHREIBER, R. SILBEREISEN, F. WELLER & F. WINTER (1955): Natürliche Standortgliederung als Grundlage für die Rekultivierung des Ödlandes im Taubergebiet. Kartenwerk 1:10 000, Manusk., Ministerium für Ernährung, Landw. u. Forsten, Stuttgart.
- , H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WITH, W. WERNER, D. PAULIßEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18, 2. Aufl., Göttingen (Goltze): 258 S.
- ENDE, S., 2001. Auswirkungen der im Rahmen der Bracheversuche in Baden-Württemberg angewendeten Pflegemaßnahmen: Analyse des Einflusses der Ausbreitungsfähigkeit und weiterer Merkmale von Pflanzenarten auf den Turnover. Dipl.arb. FB Biologie, FG Naturschutz, Univ. Marburg, 93 S., Anhang + Disk.
- GRADMANN, R. (1936): Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. 3. Aufl. Stuttgart (Strecker & Schröder): 2 Bde., 470 S., 351 S.
- HANDKE, K., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. 8, Münster, 157 S.
- HARD, G., 1976: Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. KTBL-Schr. 195, Münster-Hiltrup, 195 S.
- HÜLß, D., 1991. Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen - 16 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vervielf. Manusk. Inst. Pflanzenbau u. Grünland, FG Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 89 S. + Tab.
- HÜLß -METZGER, D. (1995): Generative Diasporbanken in verschiedenen Pflegemaßnahmen ausgesetzten Grünlandbrachen Baden-Württembergs. Diss. Univ. Hohenheim. Stuttgart (U.E. GRAUER): 193 S.
- JAKUCS, P. (1969): Die Sprosskolonien und ihre Bedeutung in der dynamischen Vegetationsentwicklung (Polycormonsukzession). Act. Bot. Croatica 28, Zagreb: 161 - 170.
- KAHMEN, S. (2004): Plant Trait Responses to Grassland Management and Succession. Diss. Bot. 382, Stuttgart (Cramer): 122 S.
- , P. POSCHLOD & K.-F. SCHREIBER (2002): Effects of management treatments on species composition in a calcareous grassland and the predictive value of plant functional traits. Biol. Conservation 104, 319 - 328.
- KAUFMANN, B., 1994: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen - 19 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg „Ökologische Untersuchungen der boden- und vegetationskundlichen Veränderungen unterschiedlich behandelter Brachflächen in Baden-Württemberg zur Erfassung der Nährstoff- und Artendynamik“ Teil Vegetation. Vervielf. Manuskript, Inst. Pflanzenbau u. Grünland, FG Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 258 S.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Berlin (Parey): 384 S.
- KOLLMANN, J. (1994): Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. Veröff. Projekt „Angew. Ökol. (PAÖ) 9, Landesanst. f. Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 212 S.
- LFI (1988): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Erstaufnahme 1982-1986. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Ber. 305, Birmensdorf: 375 S.
- LÖBBERT, M. (1998): Vergleichende Bewertung technischer Pflegeverfahren für artenreiches Grünland unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Wirbellosen-Fauna. Diss. Univ. Bonn, (Forsch.ber. Agrartechnik 322, Max-Eyth-Ges.), Bonn: 209 S.
- MAKOWSKI, H. (1978): Feuer in der Landschaft. VW-Symp. „Feuerökologie“, Freiburg 1978. Freiburger Waldschutz-Abh. 1,H.1 Forstzool. Inst. Univ. Freiburg: 65 - 69.
- MEISEL, K. (1972): Brachflächen und Erholungslandschaft. Neue Landschaft 12/72: 697 - 703.
- (1973): Über Umfang, räumliche Verteilung und Vegetationsentwicklung von Brachflächen in der BRD. Aus: Das Brachflächenproblem aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege, hg. W. Erz. Jb. Naturschutz Landschaftspfl. 22, Bonn-Bad Godesberg: 9 - 27
- MILES, J. (1979): Vegetation dynamics. London (Chapman & Hall): 80 pp.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, WEINBAU UND FORSTEN BADEN-WÜRTTEMBERG (Hg.) (1975): Feldversuchswesen. Beitr. produktionsstech. Beratung auf dem Gebiet der pflanzl. Erzeugung Nr. 2, Stuttgart, 67 S.

MITLACHER, K. (2001): Abschlußbericht der vegetationskundlichen Begleituntersuchungen im Jahr 2000 – Mit einer Bilanz über die Entwicklungen der letzten 25 Jahre. Vervielf. Manusk., Forsch.proj. „Offenhaltung der Kulturlandschaft“, Bracheversuche in Bad.-Württ. FG Naturschutz II, FB Biologie, Univ. Marburg: 81 S.

MOOG, D., 2001. Comparative Analysis of different Grassland Managements – Application of Plant Functional Traits and Plant Strategies. Dipl.arb. FB Biologie, FG Naturschutz, Univ. Marburg: 79 S. + Anhang + Disk.

MOOG, D., P. POSCHLOD, ST. KAHMEN & K.-F. SCHREIBER (2001): Comparison of species composition between different grassland managements – 25 years fallow experiment of Baden-Württemberg. *Applied Vegetation Sci.* 5: 99 - 106.

MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1977): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stftg. Rübel 61 226 S.

NEITZKE, A., 1991: Vegetationsdynamik in Grünlandbracheökosystemen. Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster 13 (2 Bde.), 140 S. + Abb.-u. Tab.Bd.

OBERDORFER, E. & D. KORNECK (1978/1993): Festuco-Brometea. Süddeutsche Pflanzengesellschaften, hg. E. Oberdorfer, Teil II, 2./3. Aufl., Stuttgart, Jena: 86 - 180.

OBERDORFER, E. (Hg.), MÜLLER, TH., E. OBERDORFER & P. SEIBERT (Bearb.) (1992): Wälder und Gebüsche. Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV, Textb., Jena (Fischer): 282 S.

OTTO, U. (1978): Der Einsatz des „Kontrollierten Brennens“ in der Landschaftspflege unter besonderer Berücksichtigung der bei dieser Technik auftretenden Flämmtemperaturen. Dipl. Arb. Inst. Geogr. Univ. Münster, 125 S.

POTT, R. (1985): Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. Abh. Westfäl. Museum Naturkunde 47, 4: 75 S.

SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22, Karlsruhe: 325 S.

— (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58, Karlsruhe: 33-62.

SCHMIDT, W., unter Mitarbeit von H. DIERSCHKE UND H. ELLENBERG (1974): Vorschläge zur vegetationskundlichen Untersuchung auf Dauerprobe-

flächen. Unveröff. Manusk. Göttingen, 2 S.

SCHREIBER, K.-F. (1962): Über die standortbedingte und geographische Variabilität der Glatthaferwiesen in Südwestdeutschland. Ber. geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübel, Zürich 33: 65 - 128.

— (1974): Landschaftspflege mit oder ohne Landbewirtschaftung – wie sieht es der Landschaftsökologe? Wenn Brachland zum Landschaftsproblem wird...Arb. DLG 141, 7 - 23.

— (1977): Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. Verh. Ges. Ökol., Göttingen 1976, 251 - 263.

— (1980a): Brachflächen in der Kulturlandschaft. Dat. Dok. Umweltschutz - Sonderr. Umwelttagung 30, Univ. Hohenheim, 62 - 93.

— (1980b): Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 8, Freising-Weihenstephan 1979. Göttingen (Goltze): 185 - 203.

— (1981): Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. *Angew. Bot.* 55, 255 - 275.

— (1986): Sukzessionsstudien an Grünlandbrachen im Hochschwarzwald. Abh. Westf. Museum Naturkde 48, 2/3 (BURRICHTER-Festschr.), Münster: 81 - 92.

— (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde, Halle/Saale 1986, hg. R.Schubert u. W. Hilbig, Teil 2. Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg 25 (P 28), 275 - 284.

— (1993): Standortabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* 23, Vol. in Honour of Heinz Ellenberg: 539 - 560.

— (1995): Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. Ber. R. Tüxen-Ges. 7, Hannover, 111 - 139.

— (1996): Ziegenhaltung im Schwarzwald. Themenh. Naturschutzfonds: Landschaftspflege im Wandel. März 1996, Stuttgart: 34 - 35.

— (1997a): Sukzessionen - Eine Bilanz der Grünland-Bracheversuche in Baden-Württemberg. Veröff. Projekt „Angew. Ökologie“ (PAÖ) 23, Landesanst. Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe: 188 S.

— (1997b): Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. *Forstwiss. Cbl.* 116: 243 - 258.

- (1997c): 20 Jahre Erfahrung mit dem kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. „Feuereinsatz im Naturschutz“ NNA-Ber. 10, 5, A. Toepfer Akad. Naturschutz, Schneverdingen: 59 - 71.
- (2001a): 25 Jahre Landschaftspflegemaßnahmen in den Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. NZH Akademie-Ber. 2, Naturschutz-Zentrum Hessen, Wetzlar: 5 - 42.
- (2001b): Bracheversuche im Langzeitmonitoring in Baden-Württemberg. Hohenheimet Umwelttagung 2001 „Offenhaltung der Landschaft“, hg. R. BÖCKER. Stuttgart (Verl. G. Heimbach): 97 - 117
- (2003): Sukzessionsabläufe von zwei Feucht- bis Nasswiesenbrachen im Nordschwarzwald. Kieler Notizen Pflanzenkunde Schleswig-Holstein u. Hamburg 31 - 34 - 49.
- & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Sukzession in Grünlandbrachen, hg. K.-F. SCHREIBER. Münstersche Geogr. Arb. 20: 111 - 153.
- & A. NEITZKE, (1991): Mähen und Mulchen. Biotoppflege. Biotopentwicklung, Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen, Teil 1 Forsch.ges. Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn: 78 - 90.
- & G. BROLL (1995): Extensiv-Grünland unterschiedlicher Standortproduktivität im Rahmen landschaftspflegerischer Entwicklungsplanung. VDLUFA-Schr.r. 40, Kongreßbd.. 651 - 654.
- , G. BROLL, H.-J. BRAUCKMANN, 1997: Vegetationskundliche, bodenökologische und faunistische Untersuchungen auf den Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg – eine Bilanz nach über 20 Jahren. Veröff. Projekt „Angew. Ökol. (PAÖ), Landesanst. Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe, 49 - 68.
- , G. BROLL, H.-J. BRAUCKMANN, unter Mitwirkung von H. JACOB, S. KREBS, S. KAMEN & P. POSCHLOD (2000): Methoden der Landschaftspflege – eine Bilanz der Bracheversuche in Baden-Württemberg. Hg. Minist. Ländl. Raum Bad.-Württ., Stuttgart: 21 S.
- SCHÜTT, P. H. J. SCHUCK, U. M. LANG, A. ROLOFF (Hg.) (1994 bis): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Landsberg a. L. (ecomod): Losebl.-Ausg.
- SCHÜTZ, W. (1998): Bildet *alnus glutinosa* eine Samenbank? – Untersuchungen zum Verlauf der Samendormanz und der Überdauerung im Boden. Ber. Inst. Pflanzenökol. Univ. Hohenheim 7: 109 - 121.
- TACKENBERG, O. (2001): Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Diss. Bot. 347, Berlin (Cramer): 138 S.
- TSCHAKVARY, E. (1987): Gehölzentwicklung auf Brachen in ehemaligen Weinbergshängen im südlichen Taubergebiet. Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster, 58 S. u. Anhang.
- SCHWABE, A. (1997): Zum Einfluß von Ziegenbeweidung auf gefährdete Bergheide-Vegetationskomplexe: Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. Natur u. Landschaft 72: 183 - 192.
- VEN J.A. VAN DER (1978): Streichholz oder Mähmaschine? VW-Symp. „Feuerökologie“ Freiburg 1978. Freiburger Waldschutz-Abh. 1, H.1 Forstzool.Inst. Univ. Freiburg: 141 - 155.
- WILMANN, O. & K. MÜLLER, 1976: Beweidung mit Schafen und Ziegen als Landschafts-Pflegemaßnahme im Schwarzwald? Natur u. Landschaft 51 271 - 274.
- & K. MÜLLER (1977): Zum Einfluß der Schaf- und Ziegenbeweidung auf die Vegetation im Schwarzwald. Vegetation und Fauna, Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde, Rinteln 1976. Vaduz (Cramer): 465 - 479.
- & SENDTKO (1995): Sukzessionslinien in Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 257 - 282.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. Phytocoenologia 5: 447 - 524.

Verfasser:

Prof. Dr. Karl-Friedrich Schreiber
 Prof. em. am Institut für Landschaftsökologie,
 Pröbstingstr. 77
 48147 Münster
 E-Mail: K.-F.Schreiber@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: [1_2004](#)

Autor(en)/Author(s): Schreiber Karl-Friedrich

Artikel/Article: [Offenhaltung von Landschaften - Wissenschaftliche Begleituntersuchungen auf Brachflächen mit unterschiedlichem Management in Baden-Württemberg 33-53](#)