

Zeitschrift:	Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich
Herausgeber:	Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)
Band:	89 (1986)
Artikel:	Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen : Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente im nördlichen Schweizer Mittelland = Effects and elimination of fertilization influences on litter meadows : simulation of eutrophication and regeneration experiments in the northern Swiss midlands
Autor:	Egloff, B.
Kapitel:	5: Diskussion und Schlussfolgerungen
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-308823

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 07.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

5. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1. DUENGUNG VON MOLINIA-GESELLSCHAFTEN

"Eine der heikelsten Fragen bei der Behandlung der Streuwiesen ist die, ob man sie düngen soll, oder nicht" (STEBLER 1898, S.112). Dass man sich überhaupt mit der Düngung von Streuwiesen beschäftigte, ist vor dem Hintergrund des damaligen Strohmangels und der deshalb angestrebten Streuertragssteigerung zu sehen. Hofdünger und stickstoffhaltige Kunstdünger wurden als ungeeignet bezeichnet, da es zu einer einseitigen Förderung der Futterpflanzen komme (STEBLER 1898, S. 113). In Betracht gezogen und erprobt wurden Thomasmehl (ein kalziumreicher Phosphordünger) und, nur für Moorböden, Kainit, ein Kalidünger (s. dazu auch Kap. 5.3.). Eine Ausbringung von etwa 52 kg P pro Hektar sollte aber nur "auf geringem Streuland" und "nur etwa alle drei Jahre" erfolgen (S. 114; s. auch EGLOFF 1983, S. 137/8). Der Steigerung des Ertrags stehen grundsätzlich drei negative Entwicklungen gegenüber:

1. "Die Qualität der Streu ist eine geringere."
2. "Die kleeartigen Gewächse begünstigen vermöge ihrer Befähigung, den Boden mit Stickstoff zu bereichern, auch die Futtergräser, während die Streuegräser dadurch leicht verdrängt werden."
3. "Durch die Düngung wird die Vegetation verfrüht, wobei die spät sich entwickelnden Streuegräser nicht Schritt zu halten vermögen und deshalb unterdrückt werden" (STEBLER 1898, S. 113).

Bei unseren Düngungsversuchen (Kap. 4.2. und 4.3.) fiel auf, dass sich kaum neue Arten etabliert hatten. Sowohl von Futterwiesenpflanzen wie auch z.B. von Filipendula ulmaria müssen zu geringe Samenpotentiale vorliegen haben. Als weiteres Hindernis für Neuansiedlungen wäre der Mangel an Keimungsnischen hervorzuheben. So erstaunt es nicht, dass auf den Versuchsflächen der Lunnerallmend erst einige Jahre nach der letzten Düngung (1980) neue Arten beobachtet wurden; z.B. Epilobium parviflorum auf mehreren Flächen im Jahre 1982 (vorher nirgends angetroffen), Solidago serotina 1983 (Fläche 13) sowie Geranium palustre 1985 (Fläche 13), welche ich vorher auf der ganzen Allmend nie angetroffen hatte.

Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios, die zu den am stärksten von der Düngung profitierenden Arten des Versuchs auf der Lunnerallmend zu zählen sind, waren bereits vor der Düngung sporadisch anzutreffen und besaßen offenbar im Boden ein vorher nicht nutzbares Samenpotential. Ihre Ausbreitung ist mit der Erfahrungstatsache vergleichbar, dass bei Düngung von Grünland anfänglich alle Arten, auch die sogenannten Hungerzeiger, gefördert werden, solange die Konkurrenten fehlen oder schwach sind. Dass es auf der Lunnerallmend trotz der hohen Düngergaben nicht zu derart drastischen Umstellungen kam, wie sie beispielsweise KLÖTZLI (1969) beschreibt, liegt daran, dass weiterhin nur einmal im Herbst geschnitten wurde.

Auf der (vorher ungestörten) Lunnerallmend hatten sich kaum Futterwiesengräser angesiedelt, auf den schon vor dem Versuch leicht eutrophierten Flächen in Kloten profitierten (die vorher bereits vorhandenen) Holcus lanatus und Festuca rubra. Diese beiden Gräser nahmen zusammen mit Anthoxanthum odoratum, Festuca pratensis und vor allem Poa pratensis und P. trivialis auf den NP-, PK- und NPK-Parzellen eines von FINCKH (1960, Tab. 1) beschriebenen Düngungsversuchs am Chiemsee (Bayern) in einem Schoeno - Molinietum (mit kodominanten Schoenus ferrugineus und Molinia

coerulea) stark zu. Dass das Untergras Poa von Jahr zu Jahr stärker aufkam, kann mit der zweischürigen Nutzung der Versuchsfäche erklärt werden. Aehnliche Reaktionen zeigte ein von einem Silao - Molinietum (La Famenne, Belgien) ausgehendes, ebenfalls zweischürig genutztes Düngungs-experiment (LIMBOURG et al. 1971): Holcus lanatus (anfänglich mit einem Anteil von 4%), Briza media (1.3%), Anthoxanthum odoratum (1.3%) und Cynosurus cristatus (0.5%) erfuhr bei allen Mineralstoffkombinationen eine Förderung, während die Variante P-Dominanz zusätzlich Festuca rubra (1.3%) und die N-Dominanz Festuca pratensis (1.3%) und Poa trivialis (0%) stimulierte. Bei einem einschürig bewirtschafteten, aber sonst fast gleich angelegten Experiment auf einem Erico tetralici - Molinietum in den Ardennen (SOUgneZ 1965) kam es auf vielen Parzellen zu einer Neuansiedlung von Holcus lanatus (plus starke Ausbreitung bei P-Dominanz), Poa trivialis sowie der mit "unserer" Agrostis gigantea vergleichbaren Agrostis tenuis. Zu erwähnen wäre zudem die bei unseren Versuchen ebenfalls geförderte Sumpfkratzdistel (Cirsium palustre). Auch EVERTS et al. (1980) beobachteten ein gehäuftes Auftreten des nun schon mehrmals erwähnten Holcus lanatus nach Düngung von (niederländischen) Cirsio dissecti - Molinieta. PEGTEL (1983) schliesslich, der mit Rasenziegeln aus derselben Gesellschaft ein Topfdüngungsexperiment anlegte, konstatierte zusätzlich eine Förderung von Agrostis canina und Anthoxanthum odoratum.

Bei Versuchen zur Verbesserung von Borstgras-Pfeifengras-Rasen auf stark sauren Gleyböden in Bayern profitierte Holcus lanatus besonders bei physiologisch saurer NPK-Düngung; bei gleichzeitiger Kalkung wurde er jedoch "fast völlig verdrängt" (ZÜRN 1964, S. 197; s. z.B. auch ELBERSE et al. 1983). Unser Versuch in Kloten, bei dem es u.a. zu einer Förderung von Holcus kam (Kap. 4.3.2.), fand ebenfalls auf saurem Boden statt. In den Versuchen von ZÜRN profitierte das Honiggras zudem wie bei SIMON (1954) vom späten ersten Schnitt, der ihm das Absamen ermöglichte. (Mehr zu Holcus s. Kap. 5.8.e.)

Bemerkenswert ist die unterschiedliche Entwicklung der beiden Versuchsfächen 13 und 14, die sich vor der Düngung und im ersten Düngungsjahr kaum voneinander unterschieden (s. auch EGLOFF 1983). Der entscheidende kleine Unterschied war, dass Calamagrostis epigeios bereits vor der Düngung auf Fläche 14 vorkam. Dies macht deutlich, wie entscheidend der Ausgangspflanzenbestand für (hier durch Düngung ausgelöste) sekundäre Sukzessionen ist. "Ausgangspflanzenbestand" kann als Bestandteil des "initial floristic composition factor" von EGLER (zit. bei MILES 1979) betrachtet werden, mit dem hauptsächlich das am Standort vorhandene Samenpotential (seed bank) gemeint ist. So lässt sich denn die starke Ausbreitung bzw. die Neuansiedlung auf einem Teil der Flächen von Agrostis gigantea im ersten Düngungsjahr sicher hauptsächlich auf das zur Verfügung stehende Samenpotential zurückführen. Auf dieselbe Ursache lässt sich die explosionsartige Entwicklung von Molinia coerulea auf einer verpflanzten Fläche zurückführen, die vorher von Bromus erectus beherrscht worden war (KLÖTZLI 1981a).

Dass auf den NPK-Parzellen mit Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios hauptsächlich Gräser von der Düngung profitieren würden, hätten u.a. auch STEBLER und SCHRÖTER erwartet: Denn "die Stickstoffdüngung befördert das Wachsthum derjenigen Wiesenpflanzen, die zu den Gramineen gehören", äusserten sie bereits 1887 (S. 94). (Die Tatsache, dass es auf den PK-Parzellen zu einem verzögerten "Stickstoffeffekt", d.h. erst ab dem zweiten Jahr zu einer Förderung von Gramineen kam, wurde bei EGLOFF 1983 analysiert; s. auch Kap. 5.3.). - Wie die fraktionierten Biomasseproben zeigen (Kap. 4.2.3.5.), profitierten auf der Lunnerallmend ge-

samthaft betrachtet aber die Kräuter, was angesichts der Tatsache, dass die Vegetation in ungedüngtem Zustand an den meisten Orten zu rund 90% aus Gramineen und Cyperaceen besteht (s. Abb. 35-40), nicht überrascht. PEGTEL (1983) stellte bei seinen Topfdüngungsexperimenten ebenfalls eine Abnahme des (auf die Gesamtbiomasse bezogenen) Monokotyledonen/Dikotyledonen-Verhältnisses fest. Auf der Lunnerallmend hatte sich zwei Jahre nach Beendigung der Düngung auf vielen NPK-Parzellen, nicht aber auf PK-Parzellen, der Gräser-Anteil wieder erhöht.

Nur eine beschränkte Bestätigung brachten unsere Versuche jedoch für eine andere klassische, "in Hunderten von Wiesendüngungsversuchen bestätigte Bauernerfahrung" (ELLENBERG 1978, S. 767; nach KLAPP 1965), dass nämlich mit PK-Düngung der Leguminosen-Anteil erhöht werde. Dass dies nur auf einer Versuchsfläche klar beobachtet werden konnte, liegt wohl in erster Linie an der Leguminosen-Armut der Ausgangsvegetation. KLAPP (1965, Tab. 25) erwähnt eine Pfeifengraswiese, die sich "infolge des Fehlens von Leguminosen trotz mehrjähriger PK-Düngung" nur langsam zur Glatthaferwiese entwickelt. Der von GRISCH mit Thomasschlacke durchgeführte Versuch, von dem SCHERRER (1925) berichtet, führte zwar zu einer starken Leguminosenförderung, ging aber von einer "Mischgesellschaft, zwischen Molinetum und Fettwiese gelegen" (S. 48), aus, die kaum leguminosenarm war.

Noch zu erwähnen wäre, dass Molinia coerulea bei der NPK-Düngung eines pfeifengrasreichen Borstgrasrasens anfänglich "recht erheblich gefördert" wurde, "solange die Konkurrenz nicht zu stark war" (WINTER 1957, S. 155). Auch die starke Ausbreitung von Inula salicina, Mentha aquatica und anderen Riedpflanzen auf einem Teil unserer Versuchsflächen lässt sich mit der fehlenden Konkurrenz erklären. Inula war auf den Herbst-Varianten der ehemaligen Düngungsflächen signifikant höher als in der ungedüngten Umgebung (BOCHERENS 1983); auch ihr Kelchdurchmesser war größer.

Auf den zu den Kleinseggenriedern überleitenden nassen Pfeifengraswiesen zeigten sich lediglich geringe Düngungseffekte (vgl. DAVIES und JONES 1932, ELLENBERG 1952), weil hier die Nässe des Bodens bzw. seine mangelnde Durchlüftung die ansässigen Arten bevorteilt. Wenn solche Wiesen intensiver genutzt wurden, musste jeweils zuerst entwässert werden. Die Eutrophierung derartiger Standorte wird somit erst nach Störungen im Wasserhaushalt, d.h. nach Grundwasser- oder Seespiegelabsenkungen oder in trockenen Sommern deutlich sichtbar. "Trockenperioden (können) die Folgen der Eutrophierung synergistisch, und zwar irreversibel, verstärken" (WESTHOFF 1979, S. 301). Eine bessere Durchlüftung des Oberbodens hat auch eine Steigerung der Mineralisation zur Folge.

BRIEMLE (1985) berichtet über erste Ergebnisse eines 1981 von SCHIEFER angelegten Versuchs auf einer vorher lange brachliegenden Streuwiese, mit dem "einfache und billige Verfahren zur Pflege und Offenhaltung von Streuwiesen" (S. 199) ermittelt werden sollten. Eine der beiden einschürrigen, Ende September gemähten Varianten erhält eine jährliche PK-Düngung. Die Mehrzahl der dadurch geförderten Arten erwies sich auch in unseren Versuchen als Eutrophierungszeiger (s. dazu das folgende Kap.), z.B. Holcus lanatus und Mentha aquatica. Auf dieser Variante war die Artenzunahme besonders stark, doch darf angesichts des Versuchsziels (s.o.) nicht so ohne weiteres von "der günstigen Wirkung einer Ergänzungsdüngung mit Phosphor" (S. 218) gesprochen werden. (Auf die "Bedeutung" des Phosphors für Streuwiesen wird ausführlich im Kap. 5.3. eingegangen.)

5.2. WARNARTEN BEI DUENGUNGSEINFLUESSEN (EUTROPHIERUNGSINDIKATOREN)

Bisweilen erkennt man eine eutrophierte Streuwiese bereits aus einiger Distanz: Im April, wenn sie sich nicht mehr braun aus den umliegenden Fettwiesen heraushebt, sondern bereits saftig grün wirkt, oder im Sommer, wenn ein hellbrauner Schimmer - wegen der verwelkten Halme der Futterwiesengräser - über ihr liegt. Trifft einer dieser beiden Fälle zu, dann ist die Eutrophierung schon recht weit fortgeschritten. Will man dies verhindern, so muss die Vegetation bzw. müssen einige ihrer Vertreter überwacht werden.

Sämtliche in Kapitel 4.2.4. gruppierten Arten können bei indirekter Düngung als Warnarten bezeichnet werden. Mit den Ergebnissen des Klotener Düngungsversuchs (Kap. 4.3.2.) erfährt diese Liste in erster Linie eine Ergänzung durch die Futtergräser (vor allem Holcus lanatus), und Filipendula ulmaria, die auf der Lunnerallmend nur auf einer Fläche vorkam, gewinnt an Bedeutung. Doch haben die Futtergräser in dieser "Warnartenliste" immer noch zu wenig Gewicht: Zu nennen wären Dactylis glomerata und Phleum pratense, die in der Randzone der Lunnerallmend und auch anderer Streuwiesen der Reussebene anzutreffen sind; oder etwa Anthoxanthum odoratum und Festuca pratensis, die zusammen mit anderen Futterwiesenarten (vor allem -gräsern) in angedüngten (ehemaligen) Streuwiesen nördlich des Bodensees, im Landkreis Ravensburg, in grosser Zahl anzutreffen sind. (Anthoxanthum ist aber kein Fremdling, sondern gehört zur Artengarnitur ungestörter saurer Pfeifengraswiesen (Junco - Molinetum; s. z.B. OBERDORFER 1957, KLÖTZLI 1969.) Es liessen sich weitere Beobachtungen anfügen. Denn die Artenzusammensetzung der Randzonen gegen das Intensivkulturland ist grundsätzlich eine Bestätigung für die aus den Düngungsversuchen gewonnene Warnarten-Liste, da die Eutrophierungszeiger in ihnen gehäuft auftreten; zudem ermöglichen die Randzonen, die Liste zu ergänzen.

Aufgrund nicht nur eigener Beobachtungen (z.B. VAN DER VOO 1962, TYLER 1984) müssten auch noch Phragmites communis und Typhoides arundinacea (Phalaris arundinacea) in die Liste aufgenommen werden, denn bei indirekter Düngung können sie sich zu "Landröhrichten" ausbreiten; Phragmites ist häufig ein wesentlicher Bestandteil der Randzone von Riedern. Bei unseren Versuchen fanden sich für Phragmites lediglich Hinweise für eine Förderung. Die Verschilfung von Riedern kann aber auch eine Folge mangelnder Bewirtschaftung sein, was von verschiedenen Leuten beobachtet, aber relativ selten beschrieben wurde: PREISS (1983) hielt fest, dass nicht mehr gemähte Bestände des Caricetum elatae und des Gentianomolinietum caricetosum elatae von Phragmites beherrscht würden. Phragmites ist für ELLENBERG (1978) der "kräftigste Eroberer von Nasswiesen" (S. 839). Drittens kann auch ein Grundwasseranstieg zur Ausbreitung von Phragmites führen (s. z.B. STEBLER 1897, SUCCOW 1974). Je nach Herkunft des Wassers kann dies gleichzeitig eine Eutrophierung sein. Wenn als Folge eutrophierender Einflüsse Phragmites, Typhoides arundinacea und Urtica dioeca Grossseggenrieder überlagern oder sogar verdrängen, spricht man nach KLÖTZLI von "Pseudoröhrichten" (KLÖTZLI und GRÜNING 1976; "pseudoroselière", s. z.B. ROULIER 1979).

So oder so kann diese Zusammenstellung von Eutrophierungsindikatoren nicht vollständig sein (s. auch EGLOFF 1984, S. 31); sie muss vielmehr vom jeweiligen Schutzgebietbetreuer den örtlichen Verhältnissen (z.B. Höhenlage) entsprechend modifiziert werden (mit Ergänzungen und Streichungen), wobei die Randzonen als Referenzen dienen könnten. GALLANDAT (1982) z.B. beschreibt für das Vallée de Joux (Westschweizer Jura) die

nicht geschnittene Zone zwischen der Streuwiese Trollio - Molinietum silaetosum und den Düngewiesen Trollio - Cirsietum oder Arrhenatheretum als Aconito - Filipenduletum succisetosum, Variante mit Molinia coerulea (S. 141). - Ebenfalls im unteren Reusstal beobachteten KUHN et al. (1978) in einem Kleinseggenried, dass an eine intensiv genutzte Wiese angrenzte, Caltha palustris, Silene flos-cuculi (Lychnis flos-cuculi) und Rumex acetosa. Für das Wollmatinger Ried am Bodensee müsste die Liste der Eutrophierungsindikatoren mit Vincetoxicum officinale (Cynanchicum vincetoxicum), Hypericum perforatum und Thalictrum flavum ergänzt werden; sie treten in den Randzonen gehäuft auf.

Eher frühere Warner als Futterwiesenpflanzen sind jedoch eine Reihe typischer Streuwiesenpflanzen sowie weitere zur Streuwiesen-Artengarnitur zu zählende Pflanzen (deren Hauptvorkommen jedoch in Kohldistelwiesen oder Hochstaudenriedern liegt), wenn sie in grosser Zahl aufzutreten beginnen. So wächst z.B. Agrostis gigantea zahlreich in den von Bodensee-Hochwassern beeinflussten Pfeifengraswiesen (M. DIENST, Konstanz, mündl.: Wollmatinger Ried; KLÖTZLI mündl.: Hüttenrain bei Altenrhein). BOLLER-ELMER (1977) konnte in den von ihr untersuchten Uebergangszonen beim Vergleich von zwei Jahre auseinanderliegenden Vegetationsaufnahmen bei Cirsium oleraceum, Cirsium palustre, Lathyrus pratensis, Lysimachia vulgaris, Lythrum salicaria und Succisa pratensis deutliche Zunahmen feststellen; Lotus uliginosus trat mit hoher Deckung neu auf. - Möglicherweise können auch Herden von Serratula tinctoria, die ich in der Randzone der Lunnerallmend sowie, ebenfalls in der Reussebene, in einem Hochstaudenried und in einer trittgeschädigten Streuwiese stellenweise in grosser Zahl fand, als Eutrophierungszeiger bezeichnet werden, denn nach ELLENBERG (1952) gehört Serratula zu den Arten, "die bei Düngung nicht sogleich weichen, obwohl das Schwergewicht ihrer Verbreitung im Molinion liegt" (S. 43).

Eutrophierungsindikatoren treten auch auf brachgefallenen Streuwiesen, als Folge der Auteutrophierung, auf: In nicht mehr bewirtschafteten Gentiano - Molinieta der bayerischen Voralpen traten nach PREISS (1983) Angelica silvestris, Cirsium oleraceum, C. palustre, C. rivulare sowie Veratrum album vermehrt auf; Eupatorium cannabinum kam neu hinzu.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch eine Wiese auf der "Boppeler Weid" (am Lägerhang westlich von Zürich), die vorübergehend als Acker genutzt worden war (KLÖTZLI mündl.) und heute eine grosse Zahl von Cirsium palustre, Lysimachia vulgaris und Pulicaria dysenterica trägt. Auf den Klotener Verpfanzungsflächen findet man bei den neu dominierenden Arten (KLÖTZLI 1981a) sowie den Gruppen "invahirende Arten" und "nachschiebende Arten" (KLÖTZLI 1981b) viele Pflanzen, die zu den Eutrophierungsindikatoren gehören (z.B. Calamagrostis epigeios, Cirsium arvense, Cirsium palustre). Die Eutrophierungserscheinungen auf den verpfanzten Flächen lassen sich mit der Lockerung des Oberbodens und der Bildung von Rissen und Fugen während der Verpfanzung sowie mit eventuellen Störungen im Wasserhaushalt erklären, was im Oberboden eine verstärkte Mineralisierung ermöglichte (KLÖTZLI 1981b).

Nicht zuletzt kann auch Juncus subnodulosus als Eutrophierungsindikator gelten, nicht jedoch für quellige, basenreiche Hänge, für die das Knotenbinsenried typisch ist (s. z.B. ELLENBERG 1978). KLÖTZLI (1969) traf Knotenbinsenbestände oft in der Nachbarschaft von Glatthaferwiesen an, woraus er schloss, dass "eine Zufuhr von Düngstoffen aus dem landwirtschaftlich intensiver genutzten Gelände für das Zustandekommen von Knotenbinsenwiesen wesentlich, aber nicht ausschliessliche Bedingung sein dürfte" (S. 187; s. auch S. 188). Auch mineralstoffreiches Grundwasser führt zur Ausbreitung der Knotenbinse. TYLER (1984) bemerkte, dass

J. subnodulosus durch leichte Düngung gefördert zu werden scheine. Da sie Düngungseinflüsse anzeigen, stellt WILDI (1976) die Kartierungseinheit "Knotenbinsenried" als Nr. 4c zur Gruppe der gegenüber den Kleinseggenriedern und Pfeifengraswiesen ein höheres Nährstoffpotential anzeigen Hochstaudenrieder (Nr. 4). KLÖTZLIS Vermutung wird nach ZÜST (1971) "gefestigt durch den deutlichen Stickstoffgradienten der Grünlandtranssekt" (S. 49). Da sich aber das "Juncetum subnodulosi" von YERLY (1970) mit seinem tiefen prozentualen Stickstoffgehalt deutlich von den anderen untersuchten Sumpfwiesengesellschaften absetzt, drängt es sich auf, eine Ausbreitung von Juncus subnodulosus einem anderen Nährstoff zuzuschreiben, womit wir bei der Frage nach dem entscheidenden eutrophierenden Nährstoff angelangt wären (Kap. 5.3.).

5.3. WELCHER NÄHRSTOFF IST IN RIEDERN UND MOOREN PRIMAER LIMITIEREND?

Während in Hochmooren und Sumpfheiden der Frage nach der Bedeutung der einzelnen Mineralstoffe gezielt nachgegangen wurde, fielen entsprechende Kenntnisse für die Niedermoore und die Mineralboden-Rieder als Nebenprodukt von landwirtschaftlichen Düngungsversuchen an. Mit "limitierender Nährstoff" ist derjenige Mineralstoff gemeint, der die Produktion/den Ertrag begrenzt und/oder, neben anderen ökologischen Faktoren, für die jeweilige Vegetationszusammensetzung (mit)verantwortlich ist. In dieser Arbeit geht es um die Frage, welcher Mineralstoff an erster Stelle Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung, Eutrophierungerscheinungen in der Vegetation bewirkt, welcher Mineralstoff bei der indirekten Düngung der entscheidende ist. (Auch der Stickstoff wird im folgenden als Mineralstoff bezeichnet.) - Ich gehe zuerst auf die Hochmoore (und Sumpfheiden) ein:

In Schweden stellte TAMM (1954) fest, dass Phosphor "the most deficient element" (S. 192) in einer von Eriophorum vaginatum dominierten Hochmoor-Gesellschaft sei. Bei Untersuchungen in britischen Mooren erwies sich ebenfalls der Phosphor als primär limitierender Faktor (zit. bei GORE 1961a, S. 399), doch auf einem Deckenhochmoor mit dominierenden Calluna vulgaris und Eriophorum vaginatum reagierten im ersten Jahr weder das letztere noch Molinia coerulea auf die Nährstoffgaben (GORE 1961a,b). Erst im zweiten Jahr kam es zu einer erhöhten Produktion, für die der Stickstoff verantwortlich war (GORE 1963). Primär limitierender Faktor scheint jedoch das rauhe Klima zu sein. (GORE arbeitete, was nicht ungewöhnlich sein könnte, mit verpflanzten Individuen.) - In einem Küstenmoor, in dem Molinia coerulea (20% Deckung), Erica tetralix und Calluna vulgaris (beide 15%) dominierten (GOODMAN 1963), liessen erste Untersuchungen den Phosphor als limitierend vermuten (GOODMAN 1968, S. 560). Anderorts erwies sich Kalium als primär limitierend, dicht gefolgt vom Phosphor (GOODMAN und PERKINS 1968a), was in einer weiteren Arbeit bestätigt werden konnte (GOODMAN und PERKINS 1968b); ohne Wirkungen blieben Spurenelementgaben. (Diesmal war Eriophorum vaginatum untersucht worden.) Die beiden Autoren können zudem die Resultate von TAMM (1954) unterstützen, indem sie darauf hinweisen, dass das von ihm untersuchte Moor viel phosphorärmmer sei als alle in Großbritannien untersuchten vergleichbaren Standorte. - EBER (1982) kommt nach einer vergleichbaren Diskussion zum Schluss, dass "generally, it can be stated that phosphorus seems to be the primary limiting element for plant growth in bog ecosystems, but shortage in potassium, nitrogen and other mineral nutrients is pronounced as well" (S. 245).

Mit der Frage nach dem primär limitierenden Nährstoff hauptsächlich in Pfeifengrasstreuwiesen befasste ich mich bereits in einer früheren Arbeit (EGLOFF 1983), weshalb die folgenden Ausführungen als Ergänzung und Vertiefung betrachtet werden können. Nicht nur im Düngungsversuch auf Mineralboden im Reusstal (s. auch Kap. 4.2.2.2., Punkt 1), sondern auch im damals nicht besprochenen Klotener Düngungsversuch auf Niedermoore (s. Kap. 4.3.) entpuppte sich der Phosphor als primär limitierender Nährstoff. Es ist nicht auszuschliessen, dass auf den Klotener Volldüngungsparzellen auch das im Knochenmehl enthaltene Kalzium zu den Bestandesveränderungen beitrug. Denn eine Erhöhung des pH-Werts von sauren Böden führt u.a. zur verbesserten Aufnahme von Phosphor, Magnesium und Molybdän (HASLER und HOFER 1979). Kalzium vermag Phosphat aber auch zu immobilisieren: Einseitige Kalkung führt denn auch zur "Inaktivierung" des Phosphors. Dabei werden nur Molinia und ihre Begleitarten nicht zurückgedrängt; vielmehr erhöhte sich dadurch ihr Anteil (FALKOWSKI 1959). Ebenso "ungewöhnlich hohe Wirkungswerte" (KLAPP 1971, S. 174) des Dünger-Phosphors wie in den bayerischen Düngungsversuchen von SIMON (1955) und STURM (1958; s. EGLOFF 1983) fanden BAUMANN und KORIATH (1959) bei Verbesserungsmassnahmen, die von einer feuchten Kohldistelwiese auf Niedermoore ausgingen. - Bei der Besprechung der beiden soeben erwähnten bayrischen Niedermoore-Düngungsversuche (EGLOFF 1983, S. 139/140) hätte noch etwas deutlicher darauf hingewiesen werden müssen (s. aber GROOT-JANS et al. 1986), dass beim Versuch Bl Kalium als limitierender Nährstoff nur knapp hinter oder sogar neben dem primär limitierenden Phosphor steht. Bl (Weiherwiese) scheint vor Versuchsbeginn intensiver genutzt worden zu sein als B2 (Frauenwiese; MUNZERT 1973) und war deswegen offenbar weniger phosphorhungig. AUFHAMMER et al. (1965), die die Versuche nach 15jähriger Dauer abschliessend auswerten, heben die grosse Bedeutung von P- und K-Düngung für eine lohnende Grünlandnutzung hervor. Da aber der P-Gehalt des Futters "auf diesen Böden ohne Zweifel der schwächste Punkt" (S. 285) sei, nehme die P-Düngung "eine Schlüsselstellung" (S. 295) ein. BAUMANN und KORIATH (1959) sind der Ansicht, dass Kalium "in der Regel auf den von Natur aus kaliarmen Niedermooren ebenfalls ein Mangelnährstoff" sei, obwohl es "in dem vorliegenden Versuch weit unter dem Wirkungswert der Phosphorsäure blieb" (S. 513). - Bei Schoenus ferrugineus fand LÜTKE TWENHÖVEN (1982) Anzeichen für "eine stark ausgeprägte K-Oekonomie" (S. 84).

In Belgien konnten LIMBOURG et al. (1977) und SOUGNEZ (1966; ausführlich besprochen bei EGLOFF 1983, S. 140/1) zeigen, dass Phosphordüngung zum Verschwinden von Molinia coerulea und weiterer charakteristischer Arten der Molinion - Gesellschaften führt. Die Versuche fanden auf Mineralböden bzw. Anmoor statt. Denselben Schluss wie die Belgier können FALKOWSKI (1959, Polen) und SONNEVELD et al. (1959, Niederlande) ziehen. Im von SOUGNEZ besprochenen Düngungsversuch auf Anmoor profitierte Molinia (einer Sumpfheide) auf den Varianten mit N- und K-Dominanz, bei P-Dominanz ging sie zurück; die kürzesten Halme besass sie bei P-Dominanz.

BALATOVA-TULACKOVA et al. (1977) untersuchte in der Tschechoslowakei für verschiedene Feuchtwiesen den Nährstoffgehalt von Boden, Grundwasser und "einigen pflanzensoziologisch bedeutenden Pflanzen" (S. 104). Ich gehe nur auf die Pflanzeninhaltsstoffanalysen ein, weil die Heuanalyse nach KNAUER (1963) besser über die verfügbaren Nährstoffe Auskunft zu geben vermag als die Bodenanalyse: Mit einem P-Gehalt von 0.11% ist Molinia coerulea aus einem Junco - Molinetum auf Anmoor schlusslicht (Tab. 24; zum P-Gehalt von Molinia s. auch EGLOFF 1983, Kap. 3.3.1.). Auch mit ihrem K-Gehalt steht sie auf dem letzten Platz, während ihr N-Gehalt zwar der zweitiefste ist, sich jedoch in der Nachbarschaft von mehreren Ar-

ten aus Calthion - Wiesen befindet. Bezuglich der prozentualen Stickstoffgehalte der Trockensubstanz hatte bereits bei EGLOFF 1983 (Tab. 5) gezeigt werden können, dass der Stickstoff (im Sommer auf der Lunnerallmend) nicht als Mangelnährstoff zu bezeichnen ist (s. auch Kap. 4.4.2.2.). Und noch Mitte September enthielt das Schnittgut aus der ungedüngten Umgebung 1.05% N (Mittel der Umgebungswerte von fünf Versuchsflächen für die Jahre 1981 und 1982; s. Tab. 10-14). Zum Vergleich: In der Gesamtrockensubstanz von Mais fand man 1.1% N (FINCK 1976).

Einen weiteren Hinweis gibt GROOTJANS (Diskussion zu KLÖTZLI 1979), der in einem von einer Entwässerung betroffenen Cirsio - Molinetum in den Niederlanden eine starke N-Akkumulation feststellte, ohne dass die Vegetation davon profitierte, weshalb er Phosphor- oder Wassermangel vermutet. Weitere Untersuchungen bekräftigten diese Vermutung (GROOTJANS 1985, GROOTJANS et al. 1986).

Auf jeden Fall muss die Diskussion über die Eutrophierung von (feuchten und nassen) Magerwiesen und von Mooren den Phosphor, aber auch das Kalium trotz der hohen Stickstoffeinträge durch Niederschläge und Einwehung viel stärker berücksichtigen. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass GRISCH (1918) bei seinen Streuwiesen-Düngungsversuchen nur mit P- und K-Düngern arbeitete (s. auch Kap. 5.1., 1. Abschnitt). Auch bei der Düngung der Niedermoorböden des Seelandes (südlich des Bielersees, Kanton Bern) beschränkte man sich offenbar auf PK-Düngung (JENNI 1983). (Nähtere Angaben zur Düngung von Niedermooren um die Jahrhundertwende s. bei EGLOFF 1983, Kap. 4.4.1.).

Dass viele Streuwiesenpflanzen ausserordentlich viel Zeit zur Vollendung ihres Entwicklungszyklus brauchen, könnte unter anderem auf die schlechte P-Versorgung zurückgeführt werden, denn P-Mangel verzögert Blüte und Reife (z.B. FINK 1976). Y. Bocherens und mir fiel zudem an Stengeln und Blättern von Molinia coerulea und Inula salicina - vor allem ausserhalb der Düngungsflächen - eine deutliche Rotfärbung auf, was nach FINK als P-Mangelsymptom zu betrachten ist.

Der Phosphor erhält gegenüber dem Stickstoff generell zu wenig Beachtung (s. z.B. ELLENBERG jun. 1985). Dafür könnte u.a. die Schwierigkeit, mit Bodenanalysen Auskunft über die pflanzenverfügbare P-Menge zu geben, verantwortlich sein (s. z.B. FRESCO et al. 1984). Mehr zur "Vernachlässigung" des Phosphors s. bei EGLOFF 1985, Kap. 4.2.). PIGOTT und TAYLOR (1964, zit. bei WILLIAMS 1968) konnten zeigen, dass der klassische Nitrophyt Urtica dioeca nicht nur einen hohen Stickstoffbedarf besitzt, sondern auch eine gute Phosphorversorgung verlangt. WILLIAMS findet, dass dies auch für eine Reihe weiterer Arten gelten könnte, die als nitrophil bezeichnet werden.

Da der Phosphor nach KLAPP (1971) "fast überall einen Mangelnährstoff für Pflanze und Tier darstellt" (S. 172), erstaunt es nicht, dass sich bei einem Düngungsversuch auf einem vorher über 50 Jahre als Wiese genutzten und nur schwach gedüngten Mesobrometum auf kalkreichem Aueboden der Phosphor als Minimumfaktor entpuppte (SCHWEIGHART 1963). Auf den N-, K- und NK-Parzellen entsprach der Anteil von Bromus erectus im vierten Versuchsjahr dem der Nullparzelle (ca. 25-35 Massenprozente). ("Der Boden der Versuchsfläche war zunächst zu einer ungewöhnlich guten Kalinachlieferung imstande" (S. 36).)

Da die PK-Parzellen des Düngungsversuchs auf der Lunnerallmend im zweiten Jahr "Stickstoffeffekte" (= Förderung von Gramineen) zeigten (s. EGLOFF 1983), kann der Phosphor im Sinne von BILLINGS (1952) als "'trigger' factor" (S. 257) bezeichnet werden. (Da es sich um einen tonreichen Boden handelt, ist Kalium bestimmt nicht primär limitierend.) Ein "trigger factor" ist nach BILLINGS ein limitierender Faktor, der eine Ketten-

reaktion auslöst. Die für diese Entwicklung bei EGLOFF 1983 in Abschnitt 4.3. zusammengestellten Erklärungsversuche können durch einen weiteren Aspekt ergänzt werden: BERENDSE und AERTS (1984, S. 13; s. auch Lit.zitate) sehen eine positive Interaktion zwischen der Verfügbarkeit von Phosphor einer- und von Stickstoff andererseits; gute Stickstoffversorgung förderte auch die Phosphoraufnahme und umgekehrt. So mass z.B. auch WEHRMANN (1963) nach einer Phosphatdüngung auf Hochmoor in Fichtennadeln neben höheren P-Konzentrationen auch deutlich höhere N-Gehalte. Dies lässt sich nach ZÖTTL (1963) auf den bei Phosphatdüngung gesteigerten mikrobiellen Abbau und die damit erhöhte Stickstoffmineralisation zurückführen. Im Grünland käme noch die Stickstofffixierung durch die Leguminosen hinzu (s. Kap. 5.1.). - GOBAT (1984) mass die Mineralstoffgehalte von 20 Pflanzenarten aus Mooren und erhielt für N und P einen Korrelationskoeffizienten von $r=0.9$. Der entsprechende Koeffizient für die Bodennährstoffgehalte betrug lediglich 0.42.

Weiter hat die Eutrophierungsdiskussion zu berücksichtigen, dass Streuwiesen auf Mineralboden, (vererdetem) Niedermoor, Anmoor und oder sogar auf Hochmoor-Torf liegen können. ELLENBERG's (1977) Schluss, dass "die Böden aller Streuwiesen also wohl mit Recht als äusserst stickstoffarm gelten dürfen" (S. 15), ist als zu starke Verallgemeinerung zu bezeichnen (s. auch GROOTJANS 1985, GROOTJANS et al. 1986), da dabei die streu genutzten Moorwiesen übergangen werden. Organische Böden sind nämlich ziemlich stickstoffreich (s. z.B. Lit.angaben bei EGLOFF 1983, S. 138/ 139), wobei Niedermoore stickstoffreicher als Hochmoore sind (SCHEFFER 1977). "Stickstoff ist das Hauptelement in organischen Böden, da der N-Anteil am Gesamtnährstoffgehalt über 50% beträgt", hielt FEIGE (1977, S. 186) fest. Die (zeitweilige) Stickstoffarmut organischer Böden ist nur eine scheinbare: Die hohen Grundwasserstände schränken die Mineralisation und damit die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge ein (s. z.B. GROOTJANS et al. 1986); zudem zirkuliert ein bedeutender Teil pflanzenintern (s. Zusammenstellung der entsprechenden Literatur bei EGLOFF 1983, S. 135). - Auch wenn Phosphorgehaltsanalysen von Riedvegetation sehr geringe Gehalte ergeben, braucht der entsprechende Boden nicht unbedingt (sehr) phosphorarm zu sein: Denn besonders in alkalischen (kalziumreichen) Mineralböden stehen den Pflanzen grosse Phosphormengen nicht (direkt) zur Verfügung; bei solchen Bedingungen haben Mykorrhizen eine grosse Bedeutung (s. z.B. MEJSTRIK 1972, zit. bei LÜTKE TWENHÖVEN 1982). - "Niedermoore sind von Natur aus relativ arm an P" (FEIGE 1977, S. 189), aber auch "die natürlichen K-Gehalte in Moorböden sind ausgesprochen niedrig und stehen bei Niedermoorböden in enger positiver Beziehung zum Durchschlickungsgrad" (derselbe, S. 190). Daraus lässt sich auch ableiten, dass in Mineralböden wohl selten K-Mangel vorliegt. Davon ging auch STEBLER (1898) aus, als er festhielt, dass auf Ton- und Lehmböden Kainit (ein Kalidünger) entbehrliech sei. Dass Kalium hingegen auf organischen Böden als Manganährstoff zu betrachten ist, zeigten bereits die Ausführungen am Anfang dieses Kapitels.)

In einem Molinetum mit Zergsträuchern auf sandigem Podsol kann es sich Molinia coerulea offenbar leisten, nur Stickstoff und Phosphor zu verlagern und Kalium vom Regen auswaschen zu lassen (MORTON 1977). Doch stellt LÜTKE TWENHÖVEN (1982), der bei Molinia auf Nieder- und Zwischenmoor schwache Hinweise für einen K-(Teil-)Rückzug findet, bei der Diskussion von MORTON's Resultaten fest, dass die Ergebnisse nicht beweisen, dass keine K-Verlagerung stattgefunden hätte. Bei anderen Pflanzen liess sich eine K-Verlagerung nachweisen: So für Eriophorum vaginatum, das N, P und K verlagert (GOODMAN und PERKINS 1959, PERKINS 1961; zit. bei MORTON 1977). Bei Schoenus ferrugineus von einem "extrem kalkrei-

chen" Standort fand LÜTKE TWENHÖVEN (1982) eine "äusserst hohe Kalium-Verlagerung" (S. 88).

Wenn der Phosphor auf der Lunnerallmend schon primär limitierender Nährstoff ist, warum waren dann die Veränderungen auf den PK-Parzellen im ersten Versuchsjahr derart gering? - Eine vergleichbare Entwicklung zeigte der von FINCKH (1960) beschriebene Düngungsversuch auf Anmoor, bei dem sich ebenfalls der Phosphor als Schlüsselnährstoff entpuppte. Auf den PK-Parzellen fand im ersten Jahr weder eine Bestandesveränderung noch eine Mehrproduktion statt. Der Anteil von Molinia coerulea und Schoenus ferrugineus, den Hauptbestandessbildnern der Ausgangsvegetation, ging auf den PK-Parzellen in den ersten Versuchsjahren langsamer zurück als auf den NP- und NPK-Parzellen. - Rasch erfolgende, deutliche Bestandesumschichtungen erfolgen offenbar nur bei gleichzeitigem guten N-Angebot, was im ersten Düngungsjahr noch nicht der Fall gewesen zu sein schien (vgl. EGLOFF 1983, Kap. 4.3.). Der Stickstoff musste zuerst mineralisiert (ZÖTTL 1963) und/oder mikrobiell fixiert werden (EGLOFF 1983). - KLAPP (1971) hält fest, dass je nach Bodentyp bis zu 75% des Dünger-P festgelegt würden, und dass die Ausnutzung von Phosphatgaben infolge der schwachen Mobilität und der daher verlangsamten Tiefenwirkung zunächst gering sei. Von letzterem profitierten auf unseren NPK-Parzellen (der Lunnerallmend) die im Sommer nach der ersten Düngung neu-aufkommenden Pflanzen (vor allem Gräser), die damit bereits in den obersten Zentimetern auf ein reichliches P-Lager stiessen. Die Beweise dafür liefern die eindrücklichen Ergebnisse zur vertikalen Verteilung des Phosphats, die LANFRANCHI (1983) im vierten Jahr nach der ersten Düngung auf unserer Parzelle 14 PK2 gewann: Nach Olsen extrahierbares Phosphat war nur bis in eine Tiefe von 15 cm angereichert, wobei die massive Anreicherung in den obersten 5 cm auffiel. Der Gesamtprophosphatgehalt erhöhte sich "praktisch nur in den obersten 5 cm um ca. 50%" (S. 47). In der Diskussion zu KLÖTZLI (1979) äusserte der Autor, dass "auf sauren Sanden stockende saure Pfeifengraswiesen bei zufließenden Nährstoffen wesentlich schneller umgewandelt werden als Kalk-Pfeifengraswiesen" (S. 467). Die "Junco-Molinieten(, die) zumeist auf torfigen oder anmoorigen Böden vorkommen, ... (seien) durch Standortsveränderungen (z.B. Nährstoffzufuhr N und P, ...) stärker bedroht als basiphile Molinieten". Dies könnte an der besseren Verfügbarkeit eingetragener Phosphate liegen, für deren Festlegung es in den erwähnten Böden an Kationen (vor allem Kalzium) mangelt.

Auf neuere Untersuchungen in den Niederlanden, über die VERMEER (1985, 1986ab) berichtet, möchte ich etwas ausführlicher eingehen, da nach ihnen der Stickstoff "the main factor threatening the wet grassland community studied" (1986a, S. 100) sein soll. Die auf Niedermoorboden angelegten Düngungsversuche mit N-, P- und K-Parzellen gingen von Beständen aus, die von Equisetum fluviatile (Biomassanteil von 34%, Versuch "fen") bzw. Molinia coerulea ((58%, Versuch "wet grassland")) dominiert wurden (VERMEER 1986a). Nach zwei weiteren Versuchen mit N- und P-Düngung, bei denen mit Rasenziegeln aus einem Cirsio - Molinetum gearbeitet wurde (VERMEER 1986b), konnte ebenfalls festgestellt werden, dass "nitrogen is the main factor limiting plant growth" (S. 109). Obwohl in allen Versuchen die Stickstoffdüngung die stärkste Wirkung auf die Pflanzenproduktion zeigte, halte ich diesen Schluss aus folgenden Gründen für nicht gerechtfertigt:

1. Sämtliche Versuche von VERMEER dauerten nur 1 Jahr. Sowohl im Düngungsversuch (auf Anmoor) von FINCKH (1960) wie in unseren eigenen Versuchen im Reusstal (s. vor allem EGLOFF 1983) entpuppte sich der Phosphor als Schlüsselnährstoff, nachdem die PK-Düngung im ersten

Versuchsjahr nur geringe Wirkungen gezeigt hatte (s. auch Aussagen in diesem Kapitel).

2. Aufgrund der Aussagen in diesem Kapitel kommt der Stickstoff gerade für organische Böden nicht als möglicher Minimumfaktor in Betracht.
3. VERMEER (1986ab) stellte fest, dass N-Düngung die P-Aufnahme stimulierte und umgekehrt (s. dazu auch BERENDSE und AERTS 1984). Der Phosphor wäre damit als mitverantwortlich für die starke Produktionssteigerung auf den N-Parzellen zu betrachten.
4. Mit Stickstoffdüngung werden einseitig die Gräser gefördert, die im allgemeinen aufgrund ihrer Wuchsform mehr zu den Produktionssteigerungen beitragen als die Kräuter. Nicht nur auf den N-, auch auf den P-Parzellen des Versuchs "wet grassland" kam es zu Produktionszunahmen und profitierten die Gräser, in diesem Fall Molinia coerulea, signifikant (VERMEER 1986a). Dass Gesamtertrag und Gräseranteil auf den N-Parzellen höher waren, ist auf die enormen Düngergaben auf den N-Parzellen zurückzuführen: Die durch die Phosphordüngung stimulierte N-Aufnahme (s. 3.) kann die 450 kg/ha, die auf N-Parzellen ausgetragen wurden, unmöglich kompensieren.
Zu unterstützen ist indessen VERMEERS (1986b) Feststellung, "that grasses in particular threaten the existence of the species-rich, low productive Cirsio - Molinietum community" (S. 122).
5. Obwohl die NO₃-Konzentration im Boden bei tieferem Grundwasserstand grösser war, konnte keine Produktionserhöhung nachgewiesen werden (VERMEER 1986b). Auch dies spricht gegen den Stickstoff als Minimumfaktor.

Ebenfalls in den Niederlanden wurden auf vier Niedermoorstandorten, deren Vegetation von Carex diandra, C. rostrata, C. acutiformis bzw. Juncus subnodulosus dominiert wurde, Pflanzenproduktion, Pflanzeninhaltsstoffe und Nährstoffgehalte des Grundwassers bestimmt (VERHOEVEN et al. 1983) und daraus geschlossen, dass "N and, to a lesser extent, P have shown to limit plant growth in the fens" (S. 31). Grundlage für diesen Schluss waren hauptsächlich "critical nutrient contents", die aufgrund von landwirtschaftlichen Untersuchungen festgelegt worden waren.

Aufgrund der eigenen und der diskutierten Resultate kann zusammenfassend, bei Beschränkung auf die Pfeifengraswiesen und die Kleinseggen- und -binsenrieder, folgendes festgestellt werden:

1. Wäre der Stickstoff primär limitierend, dann hätten allein schon die seit Jahren hohen Stickstoffeinträge durch Niederschläge und Einweihung zu deutlichen Eutrophierungerscheinungen führen müssen. Damit ist aber nicht gesagt, dass der Stickstoff aus den Niederschlägen ohne Folgen bleibt: Nach PFADENHAUER (mündl.) sind die Schoeneten in Südwestdeutschland in den letzten Jahren üppiger geworden. Dazu könnten auch die Stickstoffeinträge aus der Luft beigetragen haben.
2. Unsere Mineralboden-Streuwiesen liegen auf mehr oder weniger tonreichen Böden, weshalb Kalium für diese Standorte als primär limitierender Nährstoff wegfällt. Auch für Anmoore ist der Phosphor als primär limitierend zu betrachten. Phosphorzufuhr vermag als "trigger factor" die anfangs unter Umständen nur geringe zur Verfügung stehende Stickstoffmenge zu vergrössern.
In schweren Böden kann nach KLAPP (1971) das Kalium sehr stark festgelegt sein; bei derartigen Verhältnissen könnte Kalium sekundär limitierend werden.
3. Phosphor ist auch in Niedermooren der Minimumfaktor, doch kann das Kalium als sekundär limitierender Nährstoff nur knapp dahinter folgen. (Mir sind keine Arbeiten bekannt, bei denen sich für Niedermoore das Kalium als primär limitierend erwies.)

4. Dass in Riedern und Mooren andere Makroelemente (z.B. Magnesium) oder Spurenelemente **primär** limitierend sein könnten, erscheint unwahrscheinlich (s. dazu auch FEIGE 1977). Womit aber z.B. nicht gesagt ist, Niedermoore seien immer reich an Spurelementen (s. dazu BADEN 1965, KLAPP 1965a).
5. Für Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder darf wohl festgehalten werden, dass primär kein Mineralstoff allein, sondern mindestens gleichwertig der hohe Bodenwassergehalt bzw. die geringe Durchlüftung des Oberbodens limitierend ist. Eine Eutrophierung wird deshalb kurzfristig allenfalls andeutungsweise, aber erst in trockeneren Jahren oder nach Grundwasser- oder Seespiegelabsenkungen deutlich sichtbar. (Beobachtungen an den in der Nähe von Zürich gelegenen Katzenseen bestätigen diese Annahme (KLÖTZLI mündl.).) Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Untersuchungen von VERMEER (1986b), der im Boden höhere Phosphorgehalte mass, wenn das Grundwasser die Bodenoberfläche erreichte (s. dazu auch Kap. 5.4., Punkt 1).

Auch bei der "Pufferzonendiskussion" müssen das Problem des primär limitierenden Nährstoffs und die unterschiedlichen Bodentypen berücksichtigt werden, was im nächsten Kapitel der Fall sein wird.

5.4. EINIGE BEMERKUNGEN ZUR PUFFERZONENPROBLEMATIK

Nicht selten wird die eutrophierte Randzone, der randliche Hochstaudensaum eines Riedes als Pufferzone bezeichnet. Dieser würde aber zutreffender randliche Störzone genannt, auch wenn er aus dem Intensivkulturland eingeschwemmte Nährstoffe abfängt, also für das nährstoffarme Ried als Puffer wirkt (s. BOLLER-ELMER 1977). Denn wenn die indirekte Düngung die "Filterkapazität" des Hochstaudensaums übersteigt, dehnt sich dieser gegen das Riedinnere hin aus (s. dazu Abb. 4 nach BOLLER-ELMER 1977 bei KLÖTZLI 1979). Unter "Pufferzone" versteht man vielmehr einen Streifen Intensivkulturlandes ausserhalb des eigentlichen Schutzgebiets (bzw. dessen Kernzone), das Nutzungseinschränkungen unterliegt, um die indirekte Düngung der zumeist nährstoffarmen Vegetation möglichst stark einzuschränken oder sogar zu verhindern. (Nicht berücksichtigt werden hier der Nährstoffeintrag mit den (nassen) Niederschlägen sowie der staub- und gasförmige Eintrag, über dessen Ausmass man nach ZOBRIST (mündl.) so gut wie nichts Genaues weiß.) Ich werde den Begriff "Pufferzone" in der Folge nicht verwenden, sondern diese Streifen als Naturschutzumgebungs-zonen, wie sie in den Schutzverordnungen des Kantons Zürich genannt werden, bezeichnen. Diese Umgebungs-zonen sollen zudem das Trophiegefälle zwischen extensivem und intensivem Kulturland vermindern und Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten weniger intensiv genutzten Grünlandes sein (A. KEEL, Zürich mündl.); Umgebungs-zonen haben somit zusätzlich die Funktion von Treppenstufen. - Ich spreche im folgenden nur von Schutz-zonen gegen die Eutrophierung. Untersuchungen zur notwendigen Breite hydrologischer Schutzzonen wurden bisher nur in Norddeutschland durchgeführt (s. z.B. KUNTZE und EGGELESMANN 1981).

In ebener Lage findet man um Rieder herum häufig nur sehr schmale oder überhaupt keine Hochstaudensäume. Dies liegt einerseits daran, dass im Gegensatz zu in Mulden liegenden Riedern die Einschwemmung von gelösten Mineralstoffen und von Humus- und Düngerpartikeln minim ist. Andererseits kann es aber die Folge eines "sanften Vorrückens" des Intensivkul-

turlandes sein; Abbildung 3 bei WILDI und KLÖTZLI (1978) zeigt dies eindrücklich. Eine bessere Markierung der Schutzgebietsgrenzen würde diese allmähliche, bisweilen fast unmerkliche Verdrängung der Riedvegetation weitgehend verhindern (s. auch WILDI 1976, S. 12).

KUNTZE und EGGELSMANN (1981) schlagen gegen Staub- und Düngereintrag einen (für Hochmoore mind. 15 m breiten) Windschutzstreifen im Luv vor. Eine solche Massnahme genügt aber nicht, um z.B. alpine Hanghochmoore (RINGLER 1981) sowie Niedermoore und Mineralboden-Rieder vor der Eutrophierung zu schützen. Die Gefahr der Einwehung von Nährstoffen spielt gegenüber der Einschwemmung eine geringere Rolle, da häufiger granulierte (grobkörnige) Mineraldünger (und Gülle) als feinkörnige ("staubige, mehlige") zur Anwendung gelangen. Wird die unmittelbare Umgebung (der Kernzone) eines Schutzgebietes als Dauergrünland genutzt und nicht beweidet, dann vermindert sich die oberirdische Einschwemmung von Humus- und Düngerpartikeln stark. Wenn zudem die Verwendung organischer Flüssigdünger (Gülle, Flüssigmist; Klärschlamm) unterbleibt, wird neben der Gefahr der ober- und unterirdischen Abschwemmung auch die Einschwemmung von Nährstoffen über das Grundwasser massiv reduziert. Mit organischen Flüssigdüngern ausgebrachte Phosphate bleiben lange mobil, da "die organische Substanz auf die Phosphorsäure eine schutzkolloidale Wirkung ausübt" (HOFFER und JÄGGLI 1975; sog. Humateffekt nach FLIEG 1935; s. dazu auch HAUFFE 1980). Bei Einschwemmung über das Grundwasser sind randliche Schutzstreifen dann wirkungslos, wenn der Transport der Nährstoffe nicht im Wurzelhorizont stattfindet (s. BOLLER-ELMER 1977 und NITZSCHE und WEGENER 1981). Damit ist aber nicht gesagt, dass die im Grundwasser gelösten Nährstoffe auch in den Wurzelraum gelangen. Aufgrund von Untersuchungen in einem niederländischen Niedermoor nehmen VERHOEVEN et al. (1983) an, dass eine N- und P-Zufuhr aus dem Grundwasser fehlt oder nur sehr gering ist.

Eine offene Frage ist, welchen Nährstoffeintrag ein Ried bzw. seine verhochstaudete Randzone "verkraften" könnte. Aufgrund der Feststellung im vorangehenden Kapitel, dass der Phosphor als primär limitierender Nährstoff zu betrachten sei, dürfen wir uns hier auf diesen Mineralstoff konzentrieren. Im Klotener Düngungsversuch führten 7.5 kg Phosphor pro Hektar und Jahr zu Vegetationsveränderungen. Diese Menge erscheint gering, nicht aber im Vergleich mit den 1.6 kg pro Hektar, die Molinia auf (zwar ertragsarmem) Niedermoor zwischen August und November in ihre Speicherorgane verlagert (LÜTKE TWENHÖVEN 1982). Zudem sind 7.5 kg immerhin fast ein Viertel des "durchschnittlichen Nährstoffbedarfs" einer Hektare Heuwiese (EIDG.LANDW.FORSCH.ANST. et al. 1974). - Die vorübergehende Vorverlegung des herbstlichen Streueschnitts könnte bei geringer schleichender Eutrophierung eine (vorbeugende) oligotrophierende Massnahme sein. Auf der Lunnerallmend wurden nämlich Mitte September mit dem Schnittgut in den ungedüngten Bereichen je nach Versuchsfläche immerhin zwischen 1.4 und 3.5 kg Phosphor pro Hektar weggeführt. In Mineralböden sowie in kalkreichen Niedermooren bedeutet auch die Festlegung des Phosphors eine zumindest vorübergehende Oligotrophierung.

Es besteht die Aussicht, dass die Ausbringung von Phosphat, die Erhöhung des "Phosphor-Pools" der schweizerischen Böden und Gewässer in den nächsten Jahren generell zurückgehen wird: Denn nach dem Phosphatverbot für Waschmittel, das auf den 1. Juli 1986 in Kraft tritt, soll nun auch die Landwirtschaft weniger zur Ueberdüngung der Gewässer beitragen (s. z.B. VON DÄNIKEN 1985).

Unter Berücksichtigung des Verhaltens der drei für die Pflanzen mengenmäßig wichtigsten Mineralstoffe in unterschiedlichen Bodenarten kann für vier unterschiedliche Situationen präzisiert werden, inwiefern die

Düngung der Naturschutzumgebungszenen einzuschränken wäre. Die Tabelle 36 basiert auf folgenden Tatsachen:

1. In Mineralböden (mit Ausnahme der sauren Sandböden) ist die Auswaschung von Phosphaten äußerst gering (s. Lit.angaben bei EGLOFF 1983). Sogar auf Braunerden in Lagen mit 40-70% Hangneigung zeigten "Phosphatentzüge und Bodenuntersuchungsergebnisse keinerlei Hinweise für einen Phosphatabtrag" (BÄRMANN 1971/2, S. 23). Am Rande sei auch noch die erhöhte P-Mobilität in den Schichten mit reduzierenden Verhältnissen von Grund- und Stauwasserböden erwähnt (s. z.B. WILLIAMS 1968 nach RUSSELL 1961 und RINGLER 1982), die aber bei fliessendem, mit Flusswasser kommunizierendem und deshalb nicht sauerstoffarmem Grundwasser nur eine äußerst geringe Rolle spielen dürfte: Denn sonst müssten z.B. die die Reuss begleitenden Rieder vom im Reusswasser gelösten Phosphor hervorgerufene Eutrophierungsscheinungen zeigen.
2. Dass Phosphat in sauren Hochmoorböden ausserordentlich beweglich ist, ist schon längere Zeit bekannt (z.B. MUNK 1972; EGELSMANN und KUNTZE 1972, s. dort auch Lit.angaben). Anders ist die Situation bei den Niedermooren: "Ueber Phosphorformen und auch die Phosphordynamik in Niedermoorböden ist so gut wie nichts bekannt", schreibt SCHEFFER noch 1977 (S. 214). Einen ersten Hinweis gibt FURRER (1975): Er verglich intensiv gedüngte Mineral- und (höchstwahrscheinlich Nieder-) Moorböden und mass im Dränwasser der Moorböden fast 4x mehr Phosphor. Erste Ergebnisse von Lysimeterversuchen mit Niedermoorböden sind bei SCHEFFER und BLANKENBURG (1983) zu finden: Während bei einem stark sauren Niedermoorboden ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$: 3.0) aus dem ungedüngten Lysimeter mit 25.8 kg pro Hektar und Jahr eine grosse P-Menge ausgewaschen wurde, liegt der Austrag aus einem schwach sauren (pH: 5.5) eisenreichen Niedermoor mit 0.5 kg/ha "in der gleichen Größenordnung wie der von Mineralböden" (S. 282). Bemerkenswert ist, dass der aus dem stark sauren Boden ausgetragene Phosphor fast vollständig als Orthophosphat vorlag, während beim schwach sauren Boden rund die Hälfte organische und polymere anorganische Phosphorverbindungen waren, die zusammen mit der organischen Substanz verlagert wurden. Für kalkreiche Niedermoore liegen keine entsprechenden Arbeiten vor. KUNTZE (1976) spricht von starker P-Festlegung. Auch nach SCHEFFER (1977) "dürfte in kalkreichen Niedermoorböden die Phosphordynamik gleich wie in Mineralböden sein" (S. 214). Derselbe erwähnt eigene Untersuchungen mit einem kalkreichen Niedermoorboden, bei dem der Phosphoraustrag etwa dem von Mineralboden entspreche; doch fehlen flächenbezogene Angaben zur Auswaschung. Aus folgenden Gründen muss (auch) bei (kalkreichen) Niedermoorböden trotzdem mit einer gegenüber Mineralböden (exkl. Sandböden) etwas höheren Phosphatauswaschung gerechnet werden:
 - SCHEFFER (1977) erwähnt auch, dass "die organische Substanz durch Chelatbildung mit den phosphatbindenden Kationen Kalzium, Aluminium und Eisen deren Konzentration in der Bodenlösung so stark zu vermindern vermag, dass dadurch die Löslichkeit der Phosphate wesentlich erhöht wird. Besonders in Moorböden, aber auch in humusreichen Mineralböden spielt dieser Prozess eine entscheidende Rolle" (S. 214).
 - Fast alle der von AMBERGER (1972) zusammengestellten Resultate von Lysimeterversuchen mit Lehmböden liegen unter dem von SCHEFFER und BLANKENBURG (1983) für einen eisenreichen Niedermoorboden errechneten Betrag von 0.5 kg/ha.
 - "Im Vergleich zu Angaben über den Phosphorgehalt in Wässern aus

bindigen Mineralböden (...) sind die von uns gefundenen Phosphorgehalte in Wässern aus Moor- und Sandböden relativ hoch" (EGGELSMANN und KUNTZE 1972, S. 151). "... bei den Phosphor- und Stickstoffgehalten sind Beziehungen zur Nutzungsintensität angedeutet" (S. 152). Der Uebersichtlichkeit halber wird in Tabelle 36 nicht zwischen kalkreichen und sauren (bzw. kalzium- und eisenarmen) organischen Böden unterschieden. Man könnte sich nämlich nicht mit zwei Kategorien begnügen, sondern müsste die (unterschiedlich stark) aufgekalkten sauren Nieder- und Anmoore ebenfalls berücksichtigen.

3. **Nitrat**, die weitaus wichtigste anorganische Stickstoffverbindung, wird generell leicht verlagert. Besonders hoch ist der Nitraustrag aus intensiver genutzten Niedermoorböden, was auf die Mineralisation zurückgeführt werden kann (SCHEFFER 1977). Stickstoffhaltige Dünger sollten deshalb generell nicht ausserhalb der Vegetationszeit ausgebracht werden.

4. Wie beim Phosphor scheint auch beim **Kalium** die Auswaschung nur in organischen Böden und sauren Sandböden ein Problem zu sein: "In organischen Böden ohne wesentliche Ton- und Feinschluffanteile ist Kalium recht beweglich" (FEIGE 1977, S. 190; nach ENFIELD und CONNER 1936). Aus kultivierten Hochmoorböden werden 20-40% des gedüngten Kaliums ausgewaschen (EGGELSMANN und KUNTZE 1972, KUNTZE 1976). Für RINGLER 1982 sind deshalb viele Moorböden bezüglich des Kaliums ein "Passagesubstrat". In kalkreichen (und damit auch in den aufgekalkten) Moorböden ist die Mobilität von Kalium besonders hoch (KUNTZE 1976).

Lysimeterversuche mit einer staufeuchten Braunerde (Bodenart: schwach humoser Lehm; Bodenreaktion: schwach sauer) und einer normaldurchlässigen Kalkbraunerde (Bodenart: schwach humoser sandiger Lehm, Bodenreaktion: schwach alkalisch) brachten "mit 2-3 kg/ha sehr geringe" Verluste an Kalium (JÄGGLI 1978, S. 135). SCHWEIGER und AMBERGER (1977) verglichen lehmigen Grobsand aus einer Sandgrube (Bodenreaktion: schwach sauer), eine Moll-Rendzina (Bodenart: humoser Lehm; Bodenreaktion: neutral) und eine Ackerbraunerde (Bodenart: schluffiger Lehm; Bodenreaktion: neutral). In den beiden Lehmböden betrug die K-Auswaschung lange 10-20 kg pro Hektar und Jahr und sank gegen Ende der 36 Jahre dauernden Lysimeterversuche auf 3-5 kg. Im Sandboden, aus dem zuerst gleichviel ausgewaschen worden war, führte die Erschöpfung der geringen Sorptionskapazität zu einem Anstieg auf 25-30 kg pro Hektar und Jahr.

Die Tabelle 36 geht davon aus, dass in der unmittelbaren Umgebung von geschützten Riedern nur Grünlandnutzung (ohne Beweidung) stattfindet. (Der Begriff "Grundwasser" schliesst das oberflächennahe sogenannte Hangwasser mit ein.)

Naturschutzpraktiker wünschten sich für Rieder in Mulden- und Hanglage Richtwerte zur notwendigen Breite von Umgebungszenen. Dies ist meiner Ansicht nach eine Frage, die nicht beantwortet werden kann: Die topographischen Verhältnisse sind erfassbar. Aber sowohl der ober- wie der unterirdische Hangabfluss nach **Flüssigdüngungen** hängt von mehreren Faktoren ab: Das Gesamtvolumen der Grob- und Mittelporen, der im Verlauf der Bewirtschaftungszeit stark variierende Wassergehalt des Bodens sowie die Beschaffenheit der Oberfläche und der obersten Bodenschicht (verdichtet oder rissig ?) bestimmen das Ausmass und die Reichweite der vertikalen Einsickerung und des lateralen Transports. Zur "Dunkelziffer" "Düngermenge bzw. Wassergehalt des Düngers" kommen eventuell kurz nach der Düngung eintretende Niederschläge.

Tab. 36. Düngemittel, die auf den ans Schutzgebiet angrenzenden Wiesen verwendet werden können (überarbeitete Tab. 2 aus EGLOFF 1984)
 Table 36. Fertilizers and manures which may be employed on meadows adjoining protected litter meadows (revised table 2 from EGLOFF 1984)

Lage von Schutz- gebiet und unmit- telbarer Umgebung/ Boden des angren- zenden Grünlandes	Mist, Kompost	Düngemittel			
		Gülle, Flüssig- mist,	granu- lierte <u>Phosphor-</u> Mineral- dünger	granu- lierte <u>Stick-</u> stoff - Mineral- dünger	granu- lierte Kalium - Mineral- dünger
Ebene/Mineralböden (exkl. saure Sand- böden)	+	((+))	+	(+)	+
Ebene / Moorböden + Anmoore	+	((+))	(+)	(+)	(+)
(ebene) Mulde, Um- gebung ansteigend/ Mineralböden (exkl. saure Sandböden *)	+	-	+	-	+
(ebene) Mulde, Um- gebung ansteigend/ Moorböden + Anmoore*	(+)	-	-	-	(+)

* oder: Schutzgebiet in Hanglage, unterhalb von Intensivkulturland

- + : Verwendung mit einer kleinen Einschränkung: Stickstoffhaltige Dünger (exkl. Mist) dürfen nur während der Vegetationsperiode ausgebracht werden.
- (+) : Eingeschränkte Verwendung: Nur wenig ausbringen, wenn z.B. Grundwasser gegen Ried fliesst. (Besondere Vorsicht ist bei kaliarmen Mooren geboten.)
- ((+)): Stark eingeschränkte Verwendung: Nicht einsetzen, wenn Grundwasser gegen Ried fliesst.
- : Nicht einsetzbar
- + : Utilization with a slight restriction: Nitrogen fertilizers (excl. solid manure) may only be applied during the period of growth.
- (+) : Utilization restricted: Where ground water flows towards the litter meadow, only little may be applied. (Attention with marshes poor in potassium.)
- ((+)): May not be applied where ground water flows towards the litter meadow.
- : May not be applied.

Doch wird die Frage nach der notwendigen Breite einer Umgebungszone zu einem sekundären Problem, wenn die Notwendigkeit dieser Zonen grundsätzlich in Frage gestellt wird. Wenn als (Teil-)Ersatz randliche Sickergräben vorgeschlagen werden (s. Bericht von SMALDINI 1985), dann werden das Problem verkannt und die bei solchen Massnahmen auftretenden neuen Probleme nicht gesehen: Die Drainagewirkung des Grabens hat eine verstärkte Mineralisation zur Folge, was einer Auteutrophierung gleichkommt und sich im Aufkommen/in der Ausbreitung von sogenannten Hochstauden äusserst. Obwohl der Begriff "Pufferzone" schon recht alt ist (älteste mir bekannte Erwähnung bei VAN DER VOO 1962), ist er vielerorts offenbar immer noch Papier geblieben: "In keinem Fall wurde bislang eine das Naturschutzgebiet umgebende und von den Negativ-Einflüssen der intensiv genutzten Kulturlandschaft abschirmende Pufferzone ausgewiesen", schreibt der LVB (Bayern) noch 1984 (S. 27). Im Kanton Zürich ist dies jedoch bereits in einigen Fällen gelungen. Ferner ist die Tatsache, dass der Vizedirektor des Schweiz. Bauernverbandes in einem im März 1986 gehaltenen Vortrag von Uebergangszonen (Pufferzonen) zwischen Naturschutzgebieten und Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sprach, in dieser Sache ein bedeutender Lichtblick. Der Bauernverband präzisiert seine Vorstellungen folgendermassen: "In der Pufferzone könnten auf freiwilliger Basis Vereinbarungen getroffen oder durch wirtschaftliche Anreize eine umweltgerechte Bewirtschaftung gefördert werden" (LID 1986, S.3).

Sind keine Umgebungszenen vorhanden, dann empfiehlt sich ein jährlich zweimaliges Schneiden der eutrophierten Randzone des Rieds, wie dies z.B. WILDERMUTH (1978, S. 176) vorschlägt. Doch werden viele Rieder und Moore langfristig ohne Umgebungszenen mit Nutzungseinschränkungen (d.h. vor allem Düngungseinschränkungen bis -verbote) wohl nicht erhalten werden können. Wenn diese Zonen nicht im Besitz des Staates oder von Naturschutzorganisationen sind, wird es unumgänglich, die Bauern für die Ertragsausfälle zu entschädigen. Entsprechende Regelungen für Pufferzonen und Rückführungsflächen gibt es seit 1985 im Kanton Schwyz; im Kanton Zürich stehen sie kurz vor der Realisierung.

5.5. ZUR FLORISTISCHEN UEBERWACHUNG VON GESCHUETZTEN RIEDERN UND MOOREN

Die Ueberwachung der Vegetation von Ried-Naturschutzgebieten drängt sich vor allem für drei Situationen auf: a) für die Randzonen gegen das Intensivkulturland, um die Eutrophierung bzw. das Vorrücken der eutrophierten Randzone möglichst früh zu erfassen; b) für Rieder, bei denen Mahdzeitpunkt und -häufigkeit nicht dem Streuwiesenschnittregime entsprechen, also z.B. bei einem zusätzlichen oligotrophierenden Schnitt im Frühsommer; c) bei Massnahmen in der Umgebung der Schutzgebiete, die deren Wasserhaushalt gefährden könnten.

Es werden höchst selten geeignete **Luftbilder** zur Verfügung stehen, um daraus eventuelle Strukturveränderungen, z.B. das Breiterwerden eines Hochstaudensaumes, ablesen zu können. Infrarotluftbilder zeigen Strukturunterschiede besonders deutlich (s. Abb. 2). Doch sollte eine Eutrophierung erfasst werden, bevor sie sich auf die Vegetationsstruktur auswirken konnte. Konventionelle **Vegetationsaufnahmen** mit der Schätzskala von Braun-Blanquet sind für Situationen, wo Entwicklungsschritte und -tendenzen bereits kurzfristig festgestellt werden sollten, meistens ungeeignet. Die Skala muss im unteren Bereich verfeinert werden (s. z.B.

LONDO 1975). Hingegen genügen Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet für eine extensive langfristige Ueberwachung, z.B. wenn nach Eingriffen in den Wasserhaushalt lediglich im Abstand von mehreren Jahren Erhebungen vorgenommen werden (s. MEISEL 1983). Auch wenn im Rahmen von Oligotrophierungsmassnahmen das Schnittregime vollständig umgestellt wird, kann in der Anfangsphase die Vegetationsaufnahme (mit verfeinerter Skala) als Ueberwachungsmethode genügen. Dies zeigten unsere Versuche in Kloten, wo es in den ersten Jahren zu deutlichen Bestandesumschichtungen kam. Bei anderen massiven Eingriffen wie z.B. im Düngungsversuch auf der Lunnerallmend ist die Vegetationsaufnahme ebenfalls eine genügend feine Methode (s. EGLOFF 1979) und könnte deshalb z.B. für die Beweissicherung nach widerrechtlicher Düngung eingesetzt werden. Je nach Intensität des Eingriffs genügte unter Umständen auch eine Vegetationskartierung. (Voraussetzung für beide Fälle sind natürlich entsprechende vor dem Eingriff durchgeführte Erhebungen.)

Die kleinflächigen Individuenzählungen, die ich in dieser Arbeit durchführte, erwiesen sich den Deckungsschätzungen gegenüber als überlegen (s. Kap. 4.2.1.1.). Sie sind im Vergleich zu den Vegetationsaufnahmen nicht mehr subjektiv, aber wegen der Häufigkeitsschwankungen von Jahr zu Jahr, den sogenannten Fluktuationen, für kurzfristige Aussagen nicht uneingeschränkt geeignet. Mittel- und langfristig sollten aber Zählungen Entwicklungstrends sicher aufzeigen können. Gründe für die Fluktuationen sind die von Jahr zu Jahr wechselnden Wetterbedingungen und die von diesen beeinflussten biologischen (nicht nur ökologischen) Eigenschaften der einzelnen Arten. Sogar während der Vegetationsperiode sind starke Schwankungen festzustellen: BAKKER et al. (1980) z.B. dokumentierten dies für eine feuchte ehemalige Futterwiese, die nicht mehr gedüngt, aber weiterhin geschnitten wurde, indem sie die Vegetation im Abstand von sechs bis acht Wochen aufnahmen. Diese Erfahrung unterstreicht die Notwendigkeit, Dauerflächen immer im gleichen Zeitraum aufzunehmen.

Einen guten Ueberblick über die Fluktuationsproblematik gibt KRÜSI (1978). Ein eindrückliches Beispiel für Fluktuationen im Grünland bei gleichbleibender Bewirtschaftung findet sich bei RABOTNOV (1966): Er mass 10 Jahre lang die Ertragsanteile der 15 häufigsten Arten einer zweischürigen Auenwiese, wobei Agrostis alba die zweitstärksten Schwankungen zeigte. (Die in der vorliegenden Arbeit häufig erwähnte Agrostis gigantea ist nach KLAPP (1974) eine Kleinart von A. alba.) Schwankungen in dem von RABOTNOV beschriebenen Ausmass sind aber in regelmässig bewirtschafteten Streuwiesen nicht zu erwarten: Erstens ist die Zahl der dominierenden Arten geringer, und zweitens fällt bei nur einschüriger und zudem später Nutzung ein Grund für Schwankungen weg. Trotzdem halte ich Biomasseproben bei Dauerflächenbeobachtungen in Streuwiesen für ungeeignet. Die jährliche Produktion unterliegt zu starken Schwankungen (s. Kap. 4.1.). Weiter kommt hinzu, dass das Sortieren der Gräser zeitlich sehr aufwendig ist. Geeignet wäre hingegen die bei Sukzessionsuntersuchungen häufig durchgeführte kleinflächige Artenkartierung (**Mikrokartierung**), die sich aber aus Zeitgründen auf einige wenige Arten beschränken müsste.

Die folgenden Vorschläge für die Ueberwachung von Dauerflächen in Streuwiesen sind als Diskussionsgrundlage gedacht:

1. **Grösse der Flächen:** 1-4 m²) (mit Wiederholungen); Grösse wird von der Zusammensetzung der Vegetation und den gewählten Methoden bestimmt.
2. **Zeitpunkt:** Erste Hälfte Juli (wenn Molinia mit Blütenständen) bzw. unmittelbar vor dem Frühschnitt. (Einen anderen Zeitpunkt verlangen natürliche Situationen, wo die Früh- oder Spätblüher überwacht werden sollen.)

3. Erfassung der Vegetation:

3.1. Kategorien zu überwachender Arten:

- A) häufige Streuwiesenarten (Liste ev. reduzieren)
- B) seltene Streuwiesenarten
- C) generell oder ab einer bestimmten Häufigkeit unerwünschte Arten, z.B. Eutrophierungszeiger

3.2. Schätzen der Deckung mit verfeinerter Skala: Für die Ueberwachung von Randzonen

ungeeignet. Geeignet in der Anfangsphase von Rückführungsmassnahmen, wenn starke Bestandesumschichtungen erwartet werden können.

3.3. Zählungen: Kleinflächig ($1/4 \text{ m}^2$). Alle Arten der Kategorien A und B und die nicht seltenen von C.

3.4. Angaben zur Phänologie (= Verfeinerung der Zählungen): Individuen mit und ohne Blütenstände getrennt summieren. Ev. mittlere und maximale Stengellänge einzelner Arten bestimmen.

3.5. Mikrokartierung: Arten der Kategorien B und C (wenn Art selten).

3.6. Photographische Aufnahmen: Immer von demselben Standort aus.

5.6. WANN SOLLEN STREUWIESEN GESCHNITTEN WERDEN?

"Das Besenried (Molinia coerulea), den Spalt (Carex elata) und das Schilf darf man auch nicht zu früh schneiden, worauf wir immer und immer wieder aufmerksam machen müssen. Dieselben dürfen frühestens Ende September oder besser erst im Oktober geschnitten werden", schrieb STEBLER (1887, S. 24) vor hundert Jahren. Einige Jahre später empfiehlt er einen noch späteren Schnittzeitpunkt: "Es ist dies auch eine alte Erfahrung, dass wenn eine Besenriedwiese zu früh gemäht wird, sie im Streuertrag zurückgeht. Mit der Ernte warte man deshalb bis Ende Oktober oder Anfang November, damit die in den Halmen und Blättern aufgespeicherte Reservenahrung Zeit hat, in den Wurzelstock zurückzuwandern und diesen zu kräftigen. Je länger man mit dem Schnitt wartet, desto besser entwickelt sich das Besenried. An manchen Orten schneidet man dasselbe sogar erst im Verlaufe des Winters" (STEBLER 1898, S. 100). Aber im Gegensatz zu früher (s. erster Abschnitt von Kap. 5.1.) ist der Ertrag der Streuwiesen heute für den Landwirt kein Thema mehr. Vielerorts muss man vielmehr froh sein, wenn die Rieder überhaupt noch gemäht werden.

Neuere Empfehlungen bzw. Verordnungen nennen "in der Regel nicht vor Mitte September" (BFF 1983) oder sogar "nach dem 1. Sept." (aus Schutzverordnungen des Kantons Zürich). Während die Bauern früher erst im Herbst oder sogar erst im Winter Zeit für die Einbringung der Streu fanden (s. z.B. SCHERRER 1925), wäre/ist dies heute bereits im August möglich. Rieder wurden zwar früher bisweilen bereits im Frühsommer gemäht, doch geschah dies nur bei Futtermangel. (Zum Schnitt von Streuwiesen zur Futtergewinnung s. Bemerkungen von STEBLER 1898.) Die "Korrektur" der Schnittzeitpunkt-Empfehlungen ist somit in erster Linie als ein Entgegenkommen an die Bauern zu betrachten. (Im Spätherbst muss zudem eher damit gerechnet werden, dass der Boden nach Regenfällen nicht mehr genügend trocknet, was die Mahd mit (schweren) Traktoren erschwert.) Doch auch die (überlasteten) staatlichen Pflegeequipen können so früher mit der Streumahd beginnen. Mit der generellen Festlegung des 1. September als frühest möglichem Schnittzeitpunkt ist aber langfristig mit dem

Rückgang spätblühender Arten zu rechnen (An erster Stelle wären hier mehrere Enzian-Arten zu nennen.). Dieser Befürchtung (s. z.B. auch JACOBY 1981) wird oft entgegen gehalten, dass die Witterungsverhältnisse es den Bauern kaum erlauben würden, jedes Jahr bereits anfangs September zu mähen. Im Sinne eines Spätblüher-Artenschutzkonzepts wäre aber zu verlangen, in der Schutzverfügung einen relativ späten Termin (z.B. "ab 1. Oktober") festzulegen, der dann mit einem Pflegeplan teilweise (bis fast überall), je nach floristischer Zusammensetzung und Qualität der jeweiligen Riedwiesen(bereiche), unterschritten werden könnte. Ein umgekehrtes Vorgehen stiesse sicher auf grössere Schwierigkeiten. Es wäre allenfalls dann denkbar, wenn z.B. die Zusatzaufgabe "Schnitt ab 15. Oktober" (zusätzlich) entschädigt werden könnte.

Von einer generellen Schnittzeitpunkt-Empfehlung für alle Rieder der Schweiz und der klimatisch vergleichbaren angrenzenden Gebiete ist auch aus anderen Gründen abzusehen. (Mit "Strewiesen" sind hier meistens nur die Pfeifengras-Strewiesen gemeint. Für die anderen Typen siehe EGLOFF 1984.) Für die Strewiesen der Alluvionen des Mittellandes schiene mir die Empfehlung "erst ab Oktober" gerechtfertigt. Nach den Niederschlagsmessungen der Station Luzern sind die Monate Oktober und November im langjährigen Mittel niederschlagsärmer als der September; die Böden wären also im Spätherbst meistens eher besser befahrbar, die Gefahr von Narbenverletzungen wäre geringer. Das Trocknen sollte kaum Schwierigkeiten bereiten, "da die Streu im Herbst schon beim Mähen ziemlich eingedörrt ist" (STEBLER 1898, S. 126). - Auf Hangriedern in schattigen Lagen sowie, wegen des früheren Wintereinbruchs, im Alpenvorland und in den Voralpen muss hingegen früher geschnitten werden (nähtere Angaben s. bei EGLOFF 1984, S. 27/28). Weiter müssen lokale Traditionen berücksichtigt werden: Im Appenzellischen (Ostschweiz) werden die Rieder z.T. bereits im August gemäht; das Schnittgut wird dem Viehfutter beigemischt (H. KELLER, Aarau und KESSLER mündl.). Dabei kann es sich durchaus um alte Traditionen handeln.

Wenn in grossflächigen Riedgebieten aus technischen Gründen schon früher mit der Mahd begonnen werden muss, ist es wichtig, nicht alle Bereiche gleichzeitig zu mähen. Artenarme, spätblüherarme, (besonders produktive) verschilfe/verhochstaudete Flächen könnten früher gemäht werden. In gewissen Bezirken müssen die Spätblüher die Möglichkeit haben, die Samenentwicklung abzuschliessen. Mit "einjährigen Brachflächen" schafft man Ueberwinterungsmöglichkeiten für Arthropoden. Dies sind zwei Ziele aus dem Pflegekonzept für das Wollmatinger Ried am Bodensee (s. z.B. DBV 1985). Andernorts, z.B. auf der in der Reussebene gelegenen Maschwander Allmend, wünschten (und erreichten) Ornithologen bereits vor Jahrzehnten, dass alljährlich eine Teilfläche nicht gemäht wurde. - Mit der hauptsächlich aus faunistischen Gründen erwünschten zeitlichen Staffierung von Pflegemassnahmen setzt sich WILDERMUTH (1983) ausführlich auseinander. Für JACOBY (1981) ist diese eine Nachahmung der früheren Praxis der bäuerlichen Bewirtschaftung, die "sich durch die heutige institutionalisierte Biotoptpflege nur bedingt nachvollziehen" lasse. "Sie umfasste sowohl räumlich als auch zeitlich ein breiteres Spektrum und trug unabsichtlich zu einer günstigen Strukturierung der Biotope bei. Dagegen neigt die jetzige Bewirtschaftung aus Kostengründen zu einer möglichst raschen Abwicklung und einem stereotypen Ablauf" (S. 97).

Die heute geringe landwirtschaftliche Bedeutung der Streu (s. Kap. 1 und BAUER 1982, S. 23) verhindert vielerorts die konsequent späte Streumahd. Denn wenn die übrig gebliebenen Strewiesen nicht mehr von Bauern bewirtschaftet werden und nicht brachfallen sollen, müssen staatliche Organe und (lokale) Naturschutzvereinigungen, eventuell in Zusammenarbeit,

die (jährliche) Mahd übernehmen. Das umfangreiche Arbeitspensum zwingt z.B. die Unterhaltsequipe der Fachstelle für Naturschutz des Kantons Zürich, bereits im August mit der Streumahd zu beginnen und gewisse Flächen nur alle zwei Jahre zu schneiden. Angesichts des gesunkenen Bedarfs an Riedstreu schlagen PFADENHAUER und RINGLER (1984) vor, dass "der Einfluss von Bewirtschaftungsalternativen (z.B. Schnitt in mehrjährigem Rhythmus durch Pflegetrupps, vorgezogene Mahd zur Gewinnung von Jungviehfutter, ...) ... Gegenstand der naturschutzrelevanten Forschung sein" müsse (S. 201). Von der gering gewordenen Bedeutung der Streugewinnung ausgehend entwarf RINGLER (1982) ein "Streuwiesen-Konzept", in dem er eine Reihe von "Alternativen für Streuwiesen" aufzeigt (S. 98/99, ein lesenswerter Abschnitt). Zudem solle sich die Bewirtschaftungsintensität nach der floristischen Qualität richten; für "floristisch nicht herausragende Pfeifengraswiesen" bedeutet dies, dass nur "gelegentliche Pflege/Bewirtschaftung erwünscht" ist (RINGLER 1982, S. 96/97). Und KAULE et al. (1979) schlagen aus ökonomischen Überlegungen vor, dass "Flachmoorbiotope ohne Vorrangfunktion ... die Sukzession zu Bruchwäldern durchlaufen" sollten (S. 74).

Angesichts der angesprochenen aktuellen Probleme bei der Riedpflege halte ich die Nutzung von arten- und besonders spätblüherarmen Pfeifengraswiesen als einschürige, ungedüngte Futterwiesen für eine durchaus diskussionswürdige Alternative. Die niederländischen "Pfeifengraswiesen" (*Cirsio dissecti - Molinietum*), "Blauwgraslanden" genannt, werden nie gedüngt und je nach Region zwischen Mitte Juli bis Ende August zur Heugewinnung gemäht (BINK 1978). Wenn Wiesen des *Cirsio tuberosi - Molinietum* (Subassoziation mit *Bromus erectus*) früh geschnitten werden, tritt *Bromus erectus* an die Stelle von *Molinia coerulea*, wie GÖRS (1974) im Taubergießen (Oberrheinebene) feststellte. Ebenfalls keine Streu sondern einschürige, im Spätsommer gemähte Futterwiesen (GALLANDAT mündl.) sind einzelne Subassoziationen des von GALLANDAT (1982) für den Jura beschriebenen *Trollio - Molinietum*. Nur die Subassoziation *Trollio - Molinietum holcetosum*, die im Herbst noch beweidet wird, wird schwach gedüngt. Bei den "'litter' communities of Wicken Fen" (ROWELL et al. 1985) änderte sich im Verlauf der letzten hundert Jahre der Zeitpunkt der Nutzung. Aufgrund dreijähriger Versuche schienen die Dikotyledonen am meisten von einem Schnitt Ende Juli zu profitieren. Diese Ergebnisse beeinflussten die Umstellung des Schnittzeitraumes von bisher "August/September" zu "Sommer", wofür ebenfalls sprach, dass "summer cutting encourages 'litter plants' and produces conditions likely to be more attractive to insects than autumn cutting" (ROWELL et al. 1985, S. 226). - Von einem Schnitt im Spätsommer profitierten aufgrund von Beobachtungen im Schweizer Mittelland niederwüchsige und schnell nachwachsende Pflanzen (z.B. *Centaurium umbellatum*, *Cirsium oleraceum*; KLÖTZLI 1972 u. mündl.). Ausgesprochen niederwüchsig und rosettenreich sind auch Riedwiesen, die vorübergehend als Fusballfelder "dienten" (Beobachtung in der Reuss Ebene).

Bei Wegfall der bäuerlichen Streumahd kann die Verwertung der Streu zu einem Problem werden. Als Alternativen bieten sich die Kompostierung, die Verwendung für die Bodenabdeckung (z.B. im Rebbau), die Herstellung von Zellulose für die Papier- und Kartonfabrikation u.a. an (s. BFF 1983). Naturschutzgruppen, die Rieder pflegen, deponieren die Streu, da sie keine Abnehmer finden, häufig am Waldrand. In solchen Fällen könnte/"müsste" eine Verwertung zu Kompost (und damit zu Torfersatz) erfolgen.

Beim Mulchen fiele das Problem der Streuverwertung weg. SCHIEFER (1983), der in seinen Brachlandpflegeversuchen u.a. 1x und 2x jährliches Mulchen

testete und dabei u.a. auf Halbtrockenrasen, mageren Glatthaferwiesen und (erst kurz) auf einer Streuwiese arbeitete, schliesst aufgrund von Vegetations- und Streuzersetzunguntersuchungen (SCHIEFER 1982), dass in Halbtrocken- und Borstgrasrasen sowie Pfeifengraswiesen der "Ausgangspflanzenbestand durch einen Mulchschnitt im 2- bis 3-Jahresturnus im wesentlichen konserviert" werde (1983, S. 299), wobei der Mulchschnitt in Pfeifengraswiesen Mitte August erfolgen sollte. Das Pfeifengras wird dabei "zwar etwas zurückgedrängt", was "in brachliegenden Molinieten mit dominierendem Pfeifengras jedoch durchaus erwünscht" sei (1983, S. 300). Mulchen als Pflegemassnahme kommt jedoch für Magerwiesen, deren jährliche Phytomassenproduktion 200-250 g TS/m² übersteigt (SCHIEFER mündl.) und für spätblühreiche Pfeifengraswiesen nicht in Frage (1983). Auf einer vorher 16 Jahre lang brachliegenden Streuwiese erwies sich nach zweijähriger Versuchsdauer bezüglich der Artengewinne aber sowohl bei der trockenen Pfeifengraswiese (Molinietum brometosum) wie bei der Mädesüß-Hochstaudenflur (Filipenduletum) die Mahd mit Abräumen Ende September als wirkungsvoller als das Mulchen Mitte August (SCHIEFER 1984a). Nicht unerwähnt bleiben darf, dass Mulchen die (Aut-)Eutrophierung nicht verhindert. Für niederwüchsige, produktionsarme Streuwiesen, deren oberirdische Biomasse nicht alljährlich geschnitten und weggeführt werden kann, ist deshalb eher ein zweijähriger Schnittturnus zu empfehlen.

STEBLER (s. erster Abschnitt dieses Kapitels) plädierte für einen möglichst späten Schnitt der Pfeifengraswiesen, damit deren Ertragsfähigkeit langfristig aufrechterhalten werden könne, wofür der Nährstoffrückzug (vor allem von Molinia) entscheidend ist. Wenn heute auf die Notwendigkeit oder zumindest Wünschbarkeit eines möglichst späten Schnitts hingewiesen wird (s. auch Ausführungen am Anfang dieses Kapitels), dann geschieht dies wegen typischer Streuwiesenpflanzen, die ihre Entwicklung im September noch nicht abgeschlossen haben. Es sind dies aber nicht nur ausgesprochene Spätblüher wie Gentiana pneumonanthe, G. asclepiadea und Parnassia palustris. Mitte September gab es auf der Lunnerallmend auch von Centaurea angustifolia, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica und Succisa pratensis immer noch blühende Individuen. Am 7. September 1983 gab es zudem noch einige blühende Selinum carvifolia und Serratula tinctoria sowie Individuen von Gentiana pneumonanthe und Parnassia palustris mit Blütenknospen. Mitte September besitzen von allen diesen Arten viele Individuen sicher noch keine reifen Samen. Mäht man bereits anfangs September, dann wird Molinia an der Samenreifung gehindert. Auch die Samenkapseln von Iris sibirica sind erst wenig geöffnet. Wird längere Zeit immer bereits Mitte September gemäht, dürfte es zum Rückgang spätblühender Arten kommen. (S.a. die Beobachtungen zu Beginn und Dauer von Blüte und Früchten von KUHN et al. 1978.)

Es gibt aber durchaus Situationen, wo bisweilen trotz Spätblühen eine kurzfristige Vorverlegung des Schnittzeitpunkts (z.B. an den Septemberanfang) zu rechtfertigen wäre, nämlich dann, wenn eine Streuwiese leichte Eutrophierungserscheinungen zeigt. Aus den Tabellen 10-14 in Kapitel 4.1. geht hervor, dass mit einer Mahd Mitte September beträchtliche Mengen an Stickstoff und, etwas weniger, auch Kalium entzogen werden. Die Hektarentzüge entsprechen etwa denen des Juni-Frühschnitts. Als Massstab zur Beurteilung dieser Werte seien hier die Angaben zum durchschnittlichen Nährstoffbedarf einer Hektare Heuwiese aufgeführt (EIDG.LANDW. FORSCH.ANST. et al. 1974): Bis 120 kg N, bis 35 kg P, bis 216 kg K. Die Stickstoffeinträge durch die Niederschläge betragen gemäss den Angaben von ZOBRIST (1983) Ende der 70er Jahre rund 20 kg pro Hektar und Jahr. Sie werden durch einen Schnitt Mitte September bei weitem kompensiert. (Nicht zu vergessen sind aber die N-Düngung über Nebel und Staubpartikel

sowie die direkte Aufnahme gasförmiger Verbindungen durch die Pflanzensprosse; ZOBRIST mündl., vgl. Kap. 5.4., 1. Abschnitt.) KICKUTH (1981) beziffert die mittleren jährlichen N-Immissionen in der BRD auf 31 kg/ha. - Aufgrund der Aussagen in Kapitel 5.3. müsste aber in erster Linie der Phosphorentzug interessieren: Nach EGNER und RIEHM (1964, zit. bei KUNTZE et al. 1981) kommen mit den Niederschlägen pro Hektar und Jahr 0.2-2 kg Phosphor auf den Boden. In der Schweiz wurden Ende der 70er Jahre Hektareinträge zwischen 0.6 und 1.7 kg gemessen (berechnet nach Angaben bei ZOBRIST 1983). Auch hier könnte ein Schnitt Mitte September als "kompensierend" bezeichnet werden. Nicht zu vergessen ist aber, dass der Zeitpunkt des Nährstoffeintrags eine entscheidende Rolle spielt. Eine Gölleeinschwemmung im Mai wird sich in der Zusammensetzung der Vegetation auch dann noch deutlich zeigen, wenn es gelang, das ursprüngliche Nährstoffniveau einigermassen wiederherzustellen. Welches Schnittregime bei stärker eutrophierten und bei der Rückführung von in Futterwiesen umgewandelten Streuwiesen angewandt werden soll, ist Thema des nächsten Kapitels.

5.7. ZUR WAHL DES SCHNITTREGIMES BEI OLIGOTROPHIERUNGSMASSNAHMEN

Mit den in dieser Arbeit vorgestellten Regenerationsexperimenten wurden zwei Ziele verfolgt:

1. Mit dem zusätzlichen Schnitt im Frühsommer sollte die Oligotrophierung, die Aushagerung gegenüber der einschürigen Herbstnutzung beschleunigt werden.
2. Der Frühschnitt sollte in einem Ried unerwünschte, zum Schnittzeitpunkt gegenüber den typischen Streuwiesenpflanzen weiter entwickelte Arten sowie infolge der Düngung häufige, in ungestörten Riedern aber nur als Begleiter auftretende Arten schädigen. (Mit diesem Ziel setzt sich das folgende Kapitel auseinander.)

Die Juli-Variante unserer Versuche erwies sich bezüglich der Aushagerung als etwas effizienter als die Juni-Variante. Bezüglich (erwünschter) Änderungen in der Vegetationszusammensetzung darf die Juli-Variante hingegen nicht generell als besser bezeichnet werden: der Zurückdrängung unerwünschter Arten auf der Lunnerallmend (Kap. 4.4.6.2.) stehen Zunahmen ebenfalls unerwünschter Arten in Kloten gegenüber (Kap. 4.5.6.2.). Für nicht stark eutrophierte (Streu-)Wiesen, auf denen immer noch eine Anzahl Streupflanzen vorkommen und die gegenüber anderen Streuwiesen isoliert sind, ist ein Frühschnitt in der ersten Junihälfte zu empfehlen. Tabelle 30 zeigt, dass auf der Juni-Variante, die als die "sanftere Regenerationsmethode" bezeichnet werden kann, im Zweitaufwuchs viele Arten noch zum Blühen kamen. Um ihnen das Absamen zu ermöglichen, darf der zweite Schnitt aber nicht bereits Mitte September erfolgen.

Auf der Lunnerallmend waren als Folge der Düngung nur wenige Arten von den Versuchsflächen verschwunden, in allernächster Nähe aber noch vorhanden. (Infolge der kurzen Dauer des Düngungsexperiments und der Lage der Flächen war sicher auch das Samenpotential noch intakt.) Da auch ein Teil die Klotener Versuchsflächen noch Streuwiesenpflanzen trug, musste bei der Wahl des Schnittregimes bzw. des Frühschnittzeitpunkts auf diese Arten Rücksicht genommen werden. Wird aber von einer Futterwiese ausgegangen, die keine Streuwiesenarten mehr enthält, kann man sich vorerst auf die Aushagerung konzentrieren, wobei "vorerst" oft als "ein paar Jahrzehnte" und nicht als "einige Jahre" zu verstehen ist. TECHOW (1981)

hält die "Nährstoffverarmung durch extensive Nutzung auf Standorten mit Nährstoffgehalten, wie sie hier vorlagen" (Kohldistelwiesen verschiedener Ausprägung, Schilfbestand) sogar für "nicht durchführbar" (S. 67). Doch müsste diese Aussage mit "kurz-" oder "mittelfristig" ergänzt werden, denn die Versuche, die keine Zweischnittvarianten umfassten, dauerten nur 4 bzw. 5 Jahre. Eine Aushagerung kann aber unter Umständen tatsächlich unmöglich sein, nämlich dann, wenn die "natürliche Nährkraft", das Nährstoffnachlieferungsvermögen eines Standorts zu gross ist, z.B. in Gewinnlagen an Unterhängen (s. SCHIEFER 1984). - Auch bei der Rückführung von Intensiv(st)grünland in Glatthaferwiesen (OOMES und MOOI 1981) soll "in the first place the greatest possible removal of minerals (soil exhaustion)" (S. 239, s.a. OOMES und MOOI 1985) angestrebt werden. Bei einem Versuch, der von einem Poo - Lolietum (dominierende Arten: Poa trivialis, Lolium perenne, Holcus lanatus, Festuca pratensis und Taraxacum officinale) auf sandigem Boden ausging, reduzierte sich die Trockensubstanzproduktion zwei Jahre nach Beendigung der Düngung von 10.5 auf 8 t/ha und pendelte sich nach acht Jahren auf 4-5 t/ha ein (OOMES und MOOI 1985). Aufgrund der Daten der letzten Jahre der Berichtsperiode kann jedoch eine Zunahmetendenz nicht ganz ausgeschlossen werden. Erwähnenswert ist ferner, dass mit den Schnittregimen "Juni+September" und "Juli+September" dieselben Gesamterträge erzielt wurden. Ab dem siebten Jahr nach Versuchsbeginn erwies sich Kalium als produktionslimitierender Nährstoff (OOMES und MOOI 1985), was mit dem Bodentyp (s.o.) bzw. dessen Sorptionskapazität in Zusammenhang gebracht werden kann. (Der Stickstoff kann aufgrund der Erträge der N-Parzelle direkt, der Phosphor indirekt ausgeschlossen werden.) Die Autoren schliessen, dass nach 7-9 Jahren Aushagerung nicht das Nährstoffpotential des Bodens, sondern das Bewirtschaftungsregime die Artendiversität bestimmt. In einem anderen niederländischen Versuch ging man 1973 von einer Intensivwiese aus, auf der die Vegetation zu 68% aus Agrostis stolonifera, Holcus lanatus, Poa pratensis und P. trivialis zusammengesetzt war (BAKKER und DE VRIES 1985a). Auf allen Bewirtschaftungsvarianten, auch auf der zweischürigen, im Juli und im September gemähten, enthielt das Schnittgut 1983 ebensoviel oder sogar mehr Stickstoff und Phosphat als 1975. Nur der Kaliumgehalt sank. Da die Produktion 1983 so hoch wie in den ersten Jahren war, fällt der Nährstoffgehalt des Bodens als bestimmender Faktor für die ertragsärmeren Jahre 1979-1982 weg. (Der Aushagerungsprozess lässt sich übrigens besser mit dem Nährstoffentzug durch das Schnittgut als mit Bodennährstoffgehaltsanalysen beschreiben (OOMES und MOOI 1985).) Doch immerhin kam es auf allen jährlich gemähten Varianten zu einer Erhöhung der Artenzahl. (Mit den Beziehungen zwischen Artenreichtum und Produktionshöhe befassen sich im übrigen z.B. WHEELER und GILLER 1982 und VERMEER und BERENDSE 1983). - Beim Vergleich der Ertragsentwicklung der (mehrschürigen) Nullparzellen langjähriger Düngungsversuche in Baden-Württemberg stiess SCHIEFER (1984) auf mehrere Flächen, die selbst nach über 15jähriger Versuchsdauer noch keinerlei Ertragsabfall aufwiesen.

Für die notwendige Dauer von Aushagerungsmassnahmen sind aber nebst dem Trophiegrad noch weitere Faktoren bestimmend: Wie dieser hängt auch der **Ausgangspflanzenbestand** direkt von der Intensität der vorangegangenen Bewirtschaftung bzw. dem Ausmass der störenden Einflüsse ab. Doch braucht sich auch auf sehr ähnlichen Standorten eine gleiche "Vergangenheit" nicht in einer (sehr) ähnlichen Vegetationszusammensetzung zu äussern. Bereits vor der Störung bestehende kleine Unterschiede in der Vegetation können entscheidend sein (s. Kap. 5.1., 4. Abschnitt). Aufgrund der unterschiedlichen Entwicklung der standörtlich identischen

Regenerationstestflächen 13 und 14 (s. Kap. 4.4.6.4. und EGLOFF 1985) lässt sich schliessen, dass, zumindest bei zweischüriger Nutzung, der Ausgangspflanzenbestand für potentielle Änderungen in der Artenzusammensetzung in der Anfangsphase entscheidender ist als das Schnittregime. Die Bedeutung des Ausgangspflanzenbestandes äusserte sich auf mehreren Flächen auch darin, dass die anfänglichen Unterschiede zwischen den beiden ehemaligen Volldüngungsparzellen während des Regenerationsexperiments erhalten blieben, dass die gleich bewirtschafteten Varianten sich nicht annäherten. Dies ist teilweise sicher auf die kurze Versuchsdauer zurückzuführen, deckt sich aber mit den Feststellungen von VAN DUUREN et al. (1981) und KRÜSI (1981).

Der Faktor "Schnittregime" schliesslich liesse sich aufschlüsseln in a) die Schnitthäufigkeit und b) den/die Schnittzeitpunkt(e). - In den bereits erwähnten Versuchen von OOMES und MOOI (1981) und BAKKER und DE VRIES (1985a) ergab ein Schnitt im September etwa gleich viel Ertrag wie ein Schnitt im Juni. OOMES und MOOI empfehlen deshalb eine zweischürige Nutzung mit einem ersten Schnitt im Frühsommer, um (auch) mit dem zweiten Schnitt einen hohen Ertrag zu erhalten; zudem werde damit die Unterdrückung niederwüchsiger Arten verhindert. ("Gleich hoher Ertrag" kann aber nicht immer mit "gleich grosser Nährstoffentzug" gleichgesetzt werden (s. dazu Kap. 4.4.1.3. und 4.4.2.5.)). Da kurzfristige Sukzessionschritte von der Dichte des Bestandes abhängen, empfehlen auch BAKKER und DE VRIES (1985a) eine jährlich zweimalige Mahd. Mit einem frühen Schnitt werden offene Stellen, d.h. potentielle Keimungsnischen geschaffen. So zeigten auf Versuchsflächen der Lunnerallmend z.B. Angelica silvestris, Cirsium palustre und Lythrum salicaria im Zweitaufwuchs gemäss den Individuenzählungen deutliche Zunahmen (in Kap. 4 nicht besprochen).

Besonders produktive, artenarme Bestände könnten anfänglich auch dreimal geschnitten werden. Doch bringt ein dritter Schnitt häufig nur noch wenig Ertrag, so dass sich der Aufwand nicht lohnt (KAPFER mündl.).

Wenn die Mahd vorher brachliegender Rieder wieder aufgenommen wird, kann auch die Entfernung der Streuauflage zum Nährstoffentzug beitragen. Erstaunlicherweise waren in einem Ried in Hessen der flächenbezogene N- und P-Entzug in der Pflegeeinheit "Kalkflachmoore und Pfeifengraswiesen" mit dem Abräumen der Streu Ende März nicht geringer als mit der Mahd Ende Juni (GROSS 1984). Erstaunlich ist dies deshalb, weil Molinia (und wahrscheinlich auch andere Streuwiesenpflanzen) N und P aus den oberirdischen Organen verlagern (s. z.B. MORTON 1977). Offenbar waren Arten ohne Nährstoffrückzug stark vertreten: Bei der von GROSS erwähnten Carex acutiformis spielt die Nährstoffverlagerung eine sehr geringe Rolle; N und P werden grösstenteils ausgewaschen (LÜTKE TWENHÖVEN 1982). Möglicherweise erfasste GROSS bei der Streuentfernung im Frühjahr auch besonders nährstoffreiche überwinternde Sprosse, z.B. von Seggen. - Im Gegensatz zum N- und P-Entzug war der K-Export Ende Juni gegenüber der Mahd im Frühjahr 3-6 mal höher. Das Kalium war aus den abgestorbenen Sprossen ausgewaschen worden. (Ende Juni wurden übrigens "nur noch wenige Streurückstände gefunden" (GROSS 1984, S. 116).)

"Magere, feuchte Wiesen lassen sich auch ohne Umbruch und ohne künstliche Ansaat in Besenriedwiesen (= Pfeifengras-) verwandeln, indem sie konsequent erst im Oktober oder November geschnitten werden", schrieb STEBLER 1898 (S. 103; s. auch STEBLER 1886 und NOWACKI 1887). Diese Empfehlung wird heute wegen der geringen Zahl magerer, feuchter Futterwiesen nur selten zur Anwendung kommen können. Sie stimmt aber mit den Resultaten unserer nassen Versuchsflächen (s. Kap. 4.4.6.4.) sowie der vorläufigen Empfehlung von KAPFER (mündl.) überein, dass für die Rück-

führung angedünget, nur kurzfristig als Futterwiesen genutzter und damit nur leicht gestörter (ehemaliger) Streuwiesen ein Schnitt im Herbst genüge.

Auf zwei Themen werde ich, um den Rahmen der Diskussion nicht noch weiter zu fassen, auch in den folgenden Kapiteln nicht eingehen:

1. Regeneration und Fauna: Auswirkungen der Massnahmen auf die Fauna, Berücksichtigung faunistischer Ziele.
2. Regeneration verbuschter Rieder: Schwächung, Verdrängung der Holzpflanzen; Aushagerung des eutrophierten Oberbodens (s. dazu WESTHOFF und VAN DIJK 1952, KLÖTZLI 1978).

Während vor allem für das zweite Thema die Diskussionsgrundlagen weitgehend fehlen würden, müsste der Behandlung des ersten Themas eine ausgedehnte Literaturrecherche vorangehen, da das vorhandene Wissen grösstenteils zerstreut und kaum in zusammenfassenden Darstellungen vorliegt.

5.8. SCHNITTREGIME UND EINZELNE ART

Nachdem im vorangehenden Kapitel die Wirkung von verschiedenen Schnittregimen auf das Nährstoffpotential des Standorts diskutiert wurde, interessiert im folgenden das Verhalten von acht ausgewählten Arten, die alle auf mindestens einer Bewirtschaftungsvariante dominierten. Bei einer, Molinia coerulea, besteht bei langfristiger Mehrschnittnutzung die Gefahr der Schädigung, während die anderen sieben (darunter zwei häufige Riedpflanzen: Filipendula ulmaria, Phragmites communis) durch mehrfachen Schnitt geschwächt und langfristig zurückgedrängt oder sogar eliminiert werden sollen, da sie sich auf eutrophierten, mangelhaft bewirtschafteten und brachgefallenen Riedern auf Kosten von anderen Streuwiesenpflanzen ausbreiten.

Die von Schnittmassnahmen betroffenen Pflanzenarten lassen sich aufgrund ihres Verhaltens im Verlauf von Bewirtschaftungsexperimenten in vier Gruppen einteilen (s. auch VAN DUUREN et al. 1981): 1. Konstante Arten; 2. Arten mit zunehmendem Anteil ("increasers"); 3. Arten mit abnehmendem Anteil ("decreasers") und 4. Arten mit jährlichen Schwankungen. Bei der Besprechung unserer Versuche konnten Zu- und Abnahmen nicht immer eindeutig als Trends bezeichnet werden, da die Versuchsdauer dafür zu kurz war.

a) Molinia coerulea

Dass Molinia dauernde Zweitmahd nicht aushalten dürfte, wird mit Recht "befürchtet" (KLAPP 1974, MUNZERT 1973, WINTER 1957). (Unsere Versuche können dazu ihrer kurzen Dauer wegen nicht Stellung nehmen.) Es ist aber letzten Endes eine Frage der Nährstoffversorgung des Standorts bzw. der Konkurrenten, ob Molinia verschwindet: Denn trotz 32 Jahren dauernder Zweischnittnutzung (3 Jahre lang wurde sogar 3x geschnitten) besass das Pfeifengras auf den vier NK-Parzellen des Wiesendüngungsversuchs Veitshof (Freising bei München) 1982 im Erstaufwuchs folgende Ertragsanteile: 3, 20, 7, 10 Massen-% (nach unveröff. Aufnahmen von J. Bauer vom Lehrstuhl für Grünland und Futterbau der TU München-Weißenstephan). Die Anteile hatten sich während 20 Jahren nur geringfügig verändert: Im 11. Versuchsjahr hatten sie 2, 20, 8, 8 Massen-% betragen (nach unveröff. Aufnahmen von B. Finckh). Ohne P-Düngung war Molinia konkurrenzlos geblieben (s. a. Kap. 5.3. und EGLOFF 1983, Kap. 4.4.2.). Wenn also eutrophierte Streuwiesen, auf denen Molinia noch gut vertreten ist, einige

Jahre lang zweischürig genutzt werden (müssen), muss nicht befürchtet werden, dass dieses Gras dadurch vollständig verschwinden wird.

b) Filipendula ulmaria

Die Spierstaude ist für STEBLER (1898) "eines der schädlichsten Unkräuter der Streuwiesen" (S. 116). Zur Bekämpfung grösserer Bestände empfiehlt er einen Schnitt zur Blütezeit. In einer vorher ca. 25 Jahre brachgelegenen Feuchtwiese, auf der Filipendula zur Dominanz gelangt war, führten 7 Jahre Zweischnittnutzung (Juni + September) zu einem Dekkungsprozentabfall von anfänglich über 60% bis zu unter 10% (WOLF et al. 1984).

In unseren Versuchen erwiesen sich beide Frühschnittzeitpunkte hinsichtlich der Zurückdrängung von Filipendula als gleichwertig.

c) Phragmites communis

Durch alljährlichen Schnitt erhält man gegenüber nicht gemähten Röhrichten einen niedrigeren, dafür aber dichteren Schilfbestand (KLÖTZLI und ZÜST 1973, ROULIER 1979). Dieses Resultat fiel aber bei der Bewirtschaftung von echten Röhrichten (Uferröhrichten) und nicht von Landröhrichten an.

Mit "frühe(m) und öftere(m) Abschneiden" erreiche man, dass das Schilf "bald zurückbleibt" (STEBLER 1887, S. 17/18). Es würde "den frühen Schnitt absolut nicht" vertragen (1898, S. 124). Wenn man es in verlandeten Gewässern im Laufe des Sommers 1-2 mal abmähe, würde "das kommende Jahr der Böschenspalt (Carex stricta, = Cx. elata) ohne alles weitere Zuthun" (1898, S. 95) überhandnehmen.

Infolge der starken jährlichen Schwankungen können unsere Untersuchungen nicht zur Frage der möglichen Zurückdrängung des Schilfs durch einen zusätzlichen Schnitt im Frühsommer Stellung nehmen.

d) Calamagrostis epigeios

Das Landreitgras breitet sich nicht nur auf Streuwiesenbrachen (GÖRS 1974, CARBIENER 1978), sondern generell auf Grünland- und Ackerbrachen (z.B. KLÖTZLI 1969, STÄHLIN et al. 1975) stark aus und profitiert überdies, zusammen mit anderen Gräsern, auch von Myxomatosis-Epidemien unter Kaninchen (Beobachtungen von DUFFEY 1971 in einem Niedermoor und von VAN DER MAAREL 1971 in Dünenrasen und Zwergstrauchheiden), ein dem Brachfälten vergleichbares Ereignis. Auf Ackerbrachen spielt der Zufall der Erstansiedlung eine wichtige Rolle (SCHMIDT 1984), denn Calamagrostis ist ein schlechter Keimer (SCHMIDT mündl.). KUYPER et al. (1978) vermuten bei diesem Gras, das zu den dominierenden Arten einer sechszehnjährigen Ackerbrache gehörte, allelopathische Eigenschaften.

Calamagrostis verträgt einen einmaligen Schnitt (im Herbst) (s. SCHERRER 1925 in Kap. 4.2.1.3. und bei EGLOFF 1985 in Kap. 3.2.1. sowie ROWELL et al. 1985). "Trotzdem" ging der Deckungsanteil von Calamagrostis und von mehreren Hochstauden nach Wiederaufnahme des spätsommerlichen Schnitts in einem belgischen Moor auf der Hälfte der beobachteten Dauerquadrate zurück (VYVEY und STIEPERAERE 1981; Beobachtungen nach drei Jahren). Bei mehrmaligen Schnitt erwartet man eine Schwächung: Doch beeinträchtigte der Frühschnitt auf der Lunnerallmend Calamagrostis überhaupt nicht (s. auch EGLOFF 1985); es kam stattdessen sogar zu Neuansiedlungen. Hingegen schien das Landreitgras auf der Klotener Versuchsfläche 3.2 durch den Juli-Frühschnitt geschwächt worden zu sein.

e) Holcus lanatus

SIMON (1954) schreibt die starke Zunahme des Honiggrases auf den Parzel-

len von Düngungsversuchen teilweise dem in den ersten Jahren erst Ende Juni ausgeführten Heuschchnitt zu, was Holcus das Absamen ermöglichte. Die Ergebnisse von ZÜRN (1964) stimmen mit dieser Annahme überein. Holcus ist auch eine der am stärksten dominierenden Arten in den niederländischen Experimenten, hauptsächlich auf den in den Monaten Juli bis Oktober (z.T. zweimal) geschnittenen Parzellen (BAKKER et al. 1980, OOMES und MOOI 1981, 1985, BAKKER und DE VRIES 1985b). (Ein plötzlicher Zusammenbruch der Population wird auf einen strengen Winter und einen nassen Frühling zurückgeführt (BAKKER et al. 1980).) Nach einer Mahd im Juli finden die Samen von Holcus in der Vegetationsdecke viele Lücken für die Keimung vor. Zur Verdrängung des Honiggrases empfiehlt sich deshalb entweder ein Schnitt im Juni, vor der Samenreife, oder im Herbst, nachdem die Keimlinge unterdrückt worden sind (OOMES 1976, 1977). Unsere Resultate entsprechen den soeben diskutierten Beobachtungen: Auf der Juli-Variante der Klotener Flächen 3.1 und 5 zeigte Holcus recht deutliche Anzeichen für eine Zunahme, während die Daten der Juni-Variante eine Rückgangstendenz andeuten.

f) Cirsium arvense

Auch in nur extensiv bewirtschafteten Wiesen fehlt diese verbreitete Ruderalfpflanze; ihre Anwesenheit kann mit fehlender Mahd in Verbindung gebracht werden (CARBIENER 1978, DUVIGNEAUD in der daran ansl. Diskussion). Cirsium arvense ist mit Calamagrostis zu vergleichen: Auch diese ist auf aufgelassenem Kulturland besonders erfolgreich. CARBIENER (1978) verglich die Vegetationsaufnahmen von unregelmässig oder überhaupt nicht (mehr) genutzten Molinieten mehrerer Autoren und fand, dass die Häufigkeit dieser beiden Arten korrelierte.

Entgegen der eingangs zitierten Aussagen tritt die Ackerkratzdistel bisweilen auch in genutzten Streuwiesen auf. Dies kann wohl auf nicht alljährliche Mahd, Bodenverletzungen (s. dazu auch KLÖTZLI 1981a,b: Artenverschiebungen nach der Verpflanzung von Riedparzellen), liegengebliebene Streu oder eine kurzfristige starke Eutrophierung (s. Versuche Lunnerallmend) zurückgeführt werden. In all diesen Situationen und auch in gewissen Hochstaudenfluren findet Cirsium arvense offene Stellen für Keimung und Etablierung. Disteln vermögen sich zudem trotz einer Streuauflage zu etablieren (eigene Beobachtungen; A. KLEIN, Aarau, mündl.; M. SCHNEEBELLI, Kriens, mündl.). Hat sich die Ackerkratzdistel festgesetzt, dann lässt sie sich mit einem herbstlichen Streuschnitt allein nicht eliminieren (s. Kap. 4.4.5.2.). In den Versuchen von SCHMIDT (1981) wurde sie durch die Herbstmahd sogar begünstigt.

Dass Cirsium arvense in Kloten im Gegensatz zur Lunnerallmend nicht auf den Frühschnitt reagierte, ist auf das vorhandene grosse Samenpotential auf der Versuchsfläche selbst und in/aus der unmittelbaren Umgebung, die längere Präsenz und die damit stärkere unterirdische Etablierung sowie auf die gegenüber dem Reusstal trockeneren Bodenverhältnisse zurückzuführen. Laut den von OEZER (1969) zitierten Autoren "wird die Distel in allen gut schattenden Kulturen, die häufig geschnitten oder gehackt werden, stark reduziert" (S. 36). Beide Voraussetzungen (Schatten, häufiger Schnitt) wurden bei uns nicht erfüllt. Wie schwierig es ist, durch Schnitt bereits etablierte Ackerkratzdisteln auszumerzen, zeigen auch die Untersuchungen von HOOGERKAMP (zit. bei OOMES und MOOI 1981): Wenigstens drei jährliche Schnitte seien notwendig, um die oberirdische Biomasse zu reduzieren.

Um zu verhindern, dass Ackerkratzdisteln trotz alljährlicher Streumahd in Riedern Fuß fassen und die ansässige Vegetation verdrängen, gibt es meines Erachtens nur eine wirkungsvolle Methode: Bei jährlichen Kon-

trollgängen am Anfang ihrer (langen) Blütezeit werden allfällig vorhandene Individuen von Hand ausgerissen. Kommt sie in Herden vor, dann mähe man sie jährlich 2-3 mal.

Cirsium palustre kann als Folge eutrophierender Einflüsse ebenfalls in grösserer Zahl auftreten (s. Kap. 4.2.4.1., Punkt 1), doch kann damit gerechnet werden, dass die Populationen wieder zusammenbrechen (s. Kap. 4.2.1.2.d). Im Gegensatz zu Cirsium arvense - Herden, die eine (von den Bauern begreiflicherweise äusserst ungern gesehene) Samenquelle für die Verunkrautung des Intensivkulturlandes darstellen, kommt die Sumpfkratzdistel auf Fettwiesen und Aeckern nicht auf. Cirsium oleraceum schliesslich, eine der charakteristischsten Arten der gedüngten Feuchtwiesen, tritt nur bei guter Nährstoffversorgung gehäuft auf. Andere Arten der Gattung Cirsium sind in Riedern des Schweizer Mittellandes allenfalls sporadisch anzutreffen.

g) Solidago serotina (S. gigantea)

Bereits im letzten Jahrhundert galt die Späte Goldrute, eine auf Brachflächen häufig dominierende Art (s. z.B. MEISEL und HÜBSCHMANN 1973), an der Thur (Ostschweiz) als "Streuepest" (zit.). WEGELIN (1895, in STEBLER 1898) schrieb u.a. "Noch vor 10 Jahren trat sie ganz bescheiden auf; ... ihre geschlossenen ... Bestände vergrössern sich beständig am Umfange ..." (S. 116). Diese Tatsache, die Resultate der vorliegenden Arbeit sowie die Erfahrungen von KLINGLER (1986) machen deutlich, dass sich die Goldruten mit dem Streuschnitt allein nicht bekämpfen lassen. Denn dieser verhindert weder die generative noch die vegetative (Rhizomwachstum) Vermehrung. Wohl ist die Gefahr, dass Solidago in regelmässig bewirtschaftete Rieder eindringt, gering, doch von denselben Ursachen, die zu Lücken in der Vegetation führen und so eine Etablierung von Cirsium arvense (s. Abschnitt f) ermöglichen, profitiert auch dieser nordamerikanische Gartenflüchtling (vgl. VOSEN 1983, S. 72). Darauf weist indirekt auch die Beobachtung von VON WEINZIERL (1907) hin, dass sich die Goldrute nämlich "speziell in künstlich angelegten Streuwiesen ganz kolossal entwickelt" (S. 10). Hat sich ein Individuum einmal etabliert, wird es sich zu einer von Jahr zu Jahr grösser werdenden Herde entwickeln. Die Rhizombildung setzt nämlich bereits 7 Wochen nach der Keimung ein (VOSEN 1983). VOSEN empfiehlt deshalb, offene Stellen in Reservaten, z.B. die Ränder neu angelegter Wege, anzusäen. Denn grosse Goldrutenbestände liessen sich oft auf grossflächige Störungen zurückführen (z.B. Aufschüttung, Entbuschungen, Panzerpiste; s. auch WILDI 1976).

VOSEN (1983) versuchte Solidago serotina in Feldversuchen mit drei verschiedenen Methoden zu bekämpfen, die nachstehend kurz vorgestellt und diskutiert werden:

- 1) Zwei Jahre lang wurden folgende Schnittregime-Varianten durchgeführt:
 - a) Schnitt Ende Mai/Anfang Juni, b) Ende Juni/Anfang Juli, c) Mitte August, d) Ende Mai/Anfang Juni + Ende Juni/Anfang Juli, e) Ende Mai/Anfang Juni + Mitte August. - Mit Regime e) wurde das beste Ergebnis erzielt, was angesichts der gewählten Schnittvarianten nicht überrascht: Denn zwei jährliche Schnitte, die nicht nur einen Monat auseinanderliegen wie bei Variante d), schädigen Solidago bestimmter stärker als nur ein Schnitt. WEGELIN (1895, in STEBLER 1898) empfiehlt Schnitte "vor und nach der Heuernte und nochmals Ende August" (S. 116), WILDERMUTH (1978) schlägt zur Hemmung der Ausbreitung zweimaligen Schnitt vor dem Blühen vor. (Beide Empfehlungen basieren aber nicht auf Experimenten.) In meinen Versuchen erwies sich ein zusätzlicher Frühschnitt Mitte Juli als wirkungsvoller als ein Frühschnitt in der ersten Juni-Hälfte. Wenn es sich nicht um Goldrutenreinbestän-

de handelt, sollte der Zeitpunkt des zweiten Schnittes mit dem herbstlichen Streuschnitt zusammenfallen.

- 2) Schnitt im Juni + Abdecken mit Plastikfolie (war bereits früher schon einmal von einer Naturschutzgruppe mit Erfolg durchgeführt worden); anfangs Oktober Ansaat mit Samen, die beim Streuballenpressen angefallen waren, oder mit Lolium perenne.
- 3) Ein- oder zweimaliges Hacken mit Motorhacke Ende April/Anfang Mai + evtl. Anfang Juni; anschliessend Saat von Lolium bzw. - erst anfangs Oktober - mit Riedpflanzensamen (s. 2))

Die wichtigsten Ergebnisse der Massnahmen 2) und 3):

- Einmaliges Hacken blieb ohne Wirkung
- Abdecken mit Plastikfolie und zweimaliges Hacken führten zu goldrutenfreier Vegetation, obwohl sich Goldruten in unmittelbarer Nähe befanden.
- Auf allen Flächen mit Riedpflanzeneinsaat waren Bodenbedeckung und Artenzahl höher als auf den Parzellen mit Lolium-Einsaat.
- Eigentliche Riedpflanzen waren auf den angesäten Flächen aber kaum zu finden (s. VOSET 1983, Tab. 27 und 28).

Die kurzfristig wirksamen Methoden 2) und 3) scheinen für die Bekämpfung von grösseren Goldrutenreinbeständen und die Regeneration sehr stark "vergoldruteter" Rieder durchaus geeignet zu sein. Sind die Rieder aber noch reich an typischen Streuwiesenarten, dann empfiehlt sich ein Zweischnittregime (erste Hälfte Juli + Herbst). Doch sollte man sich meines Erachtens primär um die noch nicht "vergoldruten" Rieder kümmern. In erster Linie muss angestrebt werden, die weitere Ausbreitung von Solidago, die "Neuinfektion" von Riedern zu verhindern; d.h. konkret:

- a) In mehr oder weniger ungestörten Riedern: Manuelles Ausreissen von Einzelexemplaren und kleinen Herden.
- b) Herden von einigen m² Grösse in gleicher Weise beseitigen, anschliessend Ansaat.

Ein einmaliges Ausreissen genügt kaum, da der grösste Teil der Rhizome im Boden bleibt. Die Durchführung der Kontrollgänge zu Beginn der Blütezeit (ab ca. Mitte Juli) erleichtert das Auffinden von einzelnen Individuen und kleinen Herden.

- c) Grössere Herden in sonst (noch) ungestörten Riedern (zusätzlich) im Zeitraum Ende Juni/Mitte Juli mähen. (Ev. mit Folie abdecken und später ansäen.)

h) Rhinanthus sp.

Riedwiesen, auf denen Arten der Gattung Rhinanthus bereits im Frühsommer (blüh)aspektbildend sind, wurden in der Vergangenheit offenbar (vorübergehend) intensiver genutzt (vgl. FRESCO 1980). Auf ehemaligen Heuwiesen scheint der Klappertopf vom späten Schnitt zu profitieren (s. Rhinanthus serotinus (= R. glaber) auf der August-Variante von OOMES und MOOI 1981 und R. angustifolius vor allem auf der September-Variante sowie der Variante "Juli/September alternierend" von BAKKER und DE VRIES 1985a,b.). Auf einer einschürigen, alle zwei Jahre mit Mist gedüngten "Sumpfdotterblumen-Pfeifengraswiese" war R. minor nach Carex nigra (fusca) die zweithäufigste Art (Deckungsgrad nach Braun-Blanquet: 2; RUPPANER 1982). Auf einer erst seit sieben Jahren als einschürige Futterwiese genutzten, aber nicht gedüngten "Sumpfdotterblumenwiese (Pfeifengras-Variante)" gehörte dieselbe Art zusammen mit Carex acutiformis, Filipendula ulmaria und Plantago lanceolata (alle Deckungsgrad 2) zu den dominierenden Arten. Und schliesslich figuriert R. minor auf der Vegetationsaufnahme einer erst vier Jahre (wieder) als Streuwiese genutzten, vorher zweischürigen und hin und wieder mit Mist gedüngten "Sumpfdotterblumenwiese

(Kammseggen-Variante)" mit Deckungsgrad 1. Dagegen kommt diese Art auf einer (zweischnittigen) Sumpfdotterblumenwiese und einer angedüngten Pfeifengraswiese nur mit Deckung + vor (RUPPANER 1982). In diesem Abschnitt geht es erst in zweiter Linie um die Bekämpfung von Rhinanthus; diese sollte nur für artenarme Bestände und wenn "Rhinanthus-Wiesen" einen grossen Anteil des Schutzgebiets einnehmen in Betracht gezogen werden, denn vom Klappertopf dominierte Flächen stellen für Rieder eine optische Bereicherung dar. Ich will hauptsächlich darauf hinweisen, dass Rhinanthus sich im Verlauf der Aushagerung bei bestimmten Schnittregimen stark ausbreiten kann. - Rhinanthus serotinus tritt nicht sofort nach der Extensivierung auf (FRESCO 1980, s. auch RUPPANER im vorangehenden Abschnitt) und zeigt zusammen mit anderen Arten ein relativ tiefes P-Niveau an (VAN DUUREN et al. 1981). Auf einen Dominanzphase (von R. angustifolius) folgt eine Populationsabnahme, die aber von starken Fluktuationen überdeckt sein kann (DE HULLU et al. 1985); dies kann in Anbetracht der Tatsache, dass es sich um einen Therophyten handelt, nicht überraschen.

STEBLER (1898) empfiehlt zur Bekämpfung von R. hirsutus (= R. alectorolophus) und R. minor frühzeitiges Abmähen. Mitte Juli ist aber bereits zu spät: Auf der Klotener Versuchsfläche 4 breitete sich R. alectorolophus auf der Juli-Variante stark aus. Hingegen verschwand er mit dem Juni-Frühschnitt.

Besonders Holcus lanatus, aber auch Rhinanthus, zeigt, dass man sich vor der Festlegung des Schnittregimes über die Biologie der vorkommenden Arten, vor allem - aber nicht nur - der dominierenden, orientieren muss. Nicht nur biologische und autökologische (z.B. Entwicklungsrythmus, Wuchsstrategie) sondern auch populationsökologische Kenntnisse (z.B. Vermehrungsstrategien; Zeitspanne, während der die Samen keimfähig bleiben) ermöglichen es, die Auswirkungen von Schnittzeitpunkt und -häufigkeit besser vorauszusagen (s. auch OOMES 1977, OOMES et al. 1981). Zwar sind längst nicht alle Arten so gut untersucht wie Holcus und bei den wenigsten wurden die Kenntnisse zusammenfassend dargestellt (s. z.B. WATT 1978 für Holcus lanatus), doch enthält z.B. allein schon das "Taschenbuch für Gräser" von KLAPP (1974) eine Fülle von Hinweisen zur möglichen Beeinflussung und Bekämpfung.

5.9. LASSEN SICH STREUWIESEN UEBERHAUPT REGENERIEREN?

Aufgrund der Aussagen in den beiden vorangehenden Kapiteln und in einer früheren Arbeit (EGLOFF 1985, Kap. 4.1.) spielen beim Versuch, Streuwiesen mit zusätzlichen Schnitten zu regenerieren, folgende Faktoren eine Rolle:

1. Trophieniveau/Eutrophierungsgrad des Bodens
2. Eutrophierungsgrad der Vegetation, der sich aber unterschiedlich äussern kann, deshalb: Qualitative und quantitative Zusammensetzung

- a) der Vegetation
(= Ausgangspflanzenbestand)¹⁾ und
b) des Samenpotentials
- "initial floristic
composition factor" (MILES
1979; vgl. auch Kap. 5.1.)

- 1) z.B.: Sind noch Streuwiesenarten vorhanden?
- 2) z.B.: Gibt es im Boden noch ein Potential keimfähiger Samen von Streuwiesenpflanzen? (Qualität der "seed bank", s. MILES 1979)

3. Grad der Verinselung, d.h. Distanz zur nächsten intakten Streuwiese (= Samenlieferant; Quelle des notwendigen "seed rain", s. z.B. MILES 1979)
4. Schnittregime
5. Nischen für Keimung und vegetative Ausbreitung; Keimungsbedingungen
6. Störungsgrad des Wasserhaushaltes
7. Wetterverhältnisse
8. Weitere Faktoren, z.B. pflanzenfressende Säugetiere

Bei fortgeschrittener Oligotrophierung des Standorts könnte der Etablierung von Streuwiesenarten nachgeholfen werden, indem angesetzt wird. KAPFER (unveröff.) testete dies auf Niedermoorgrünland im württembergischen Allgäu. Mit einem vorgängigen Vertikutieren (= Aufreissen der Grasnarbe) könnten Zahl und Vielfalt der Keimungsnischen erhöht werden (KAPFER mündl.). Das Vertikutieren braucht aber nicht mit einer Ansaat verknüpft zu sein, sondern kann auch zur Schaffung von Keimstellen für noch am Standort vorhandene (Streuwiesenpflanzen-) Samen durchgeführt werden. STEBLER (1898), der sich intensiv mit der Umwandlung von Futterwiesen in Streuwiesen und der Anlage künstlicher Streuwiesen befasste, schlägt vor, "kreuz und quer scharf" (S. 108) zu eggen und die Samen dann anzwalzen. Die von ihm vorgeschlagene "Einpflanzung von Setzlingen" (1898, S. 108) muss als zu aufwendig bezeichnet werden. In der aargauischen Reussebene, wo im Zuge der Güterzusammenlegung die Naturschutzgebiete mit Fettwiesen und Aeckern arrondiert wurden, wurde eine (allerdings nicht ausgehagerte) Fläche geackert, gewalzt und schliesslich mit gehäckseltem Streuschmittgut bedeckt. (Ueber den Erfolg dieser Massnahme liegen noch keine Angaben vor).

Auf lange intensiv genutzten Flächen, auf denen das Aushungern durch zusätzliche Schnitte Jahrzehnte dauern könnte (s. Kap. 5.7.: vor allem BAKKER und DE VRIES 1985a) und wo unwahrscheinlich ist, dass der "initial floristic composition factor" noch Streuwiesenarten "enthält", wäre die Verarmung des Standorts durch Abtragen der nährstoffreichen Humusschicht (KESSLER 1976) zur Beschleunigung der Umwandlung eine überlegenswerte Alternative. Ähnlich äussern sich EVERTS et al. (1980) hinsichtlich eutrophierter "Veldrusschraallanden" (Juncetum acutiflori). Diese Renaturierungsmethode ist auch eine von KAPFERS Varianten. Im acht Jahre dauernden, von einer Aegopodium - Gesellschaft ausgehenden Versuch von VAN DER MAAREL (1980) führte die anfängliche Entfernung der obersten 10 cm Boden viel rascher zu einer Arrhenatherion - Gesellschaft als das Mähen im Sommer allein.

Da die P-Oligotrophierung am wichtigsten wäre (Kap. 5.3.), wegen der in den meisten Böden starken Immobilisation aber gleichzeitig am schwierigsten ist (Kap. 4.4.2.5.), könnte die Humusabschürfung hinsichtlich des Phosphors eine sehr wirkungsvolle Aushagerungsmethode sein. Dass dies der Fall ist, lässt sich aus den Bodenuntersuchungen von LANFRANCHI (1983) ableiten, der unsere ehemalige PK 2-Parzelle 14 (auf Mineralböden) drei Jahre nach der letzten Düngung mit ihrer unmittelbaren ungedüngten Umgebung verglich. Der gedüngte Phosphor liess sich wie folgt nachweisen:

- Nach Olsen extrahiertes Phosphat wurde "bis in eine Tiefe von 15 cm angereichert. Auffallend ist die ganz massive Anreicherung in den ersten 5 cm" (LANFRANCHI 1983, S. 46).
- "Der Totalphosphatgehalt wurde praktisch nur in den obersten 5 cm um ca. 50% erhöht" (S. 47).

Bereits bei früheren Bodenuntersuchungen hatte sich gezeigt, dass, auch im ungedüngten Bereich (EGLOFF 1979), Phosphor (s. auch WILLIAMS 1968)

und Kalium hauptsächlich im Humushorizont lokalisiert sind.

In organischen Böden wäre eine Abschürfung wegen der grösseren Mobilität des Phosphats (s. Kap. 5.4.) nur bei kalzium- und/oder eisenreichem Oberboden vergleichbar wirkungsvoll.

TECHOW (1981) versuchte auf drei Moormarsch- (überschlicktes Hochmoor), zwei übersandeten Hochmoor- und zwei Hochmoorstandorten, deren Vegetation bis auf eine Fläche dem Calthion zuzuordnen ist, mit Eisen- und Aluminiumsulfatdüngung die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphats zu verringern. (Gedüngt wurde im August 1978 und im April 1979; die letzte Bodenprobenentnahme erfolgte im Oktober 1979.) Fast überall kam es dabei zu einer - auf den Hochmoorstandorten besonders deutlichen - Abnahme der wasserlöslichen P_{2O_5} -Gehalte, was einer Verringerung der P-Mobilität gleichkommt, doch nur selten zur Abnahme der laktatlöslichen Phosphatmenge (P_{2O_5} (DL)). Da mit der DL-Methode, die nach PAAUW (1969, zit. S. 183) den pflanzenverfügbaren Vorrat misst, "auch die Ca-, Fe- und Al-Phosphate miterfasst werden" (nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1976), ist dies nicht weiter erstaunlich. - Eine Stickstoffdüngung von 50 kg pro Hektar und Jahr auf einem P- und K-armen tonreichen Mineralboden (OOMES und MOOI 1981) offenbarte sich in den ersten Jahren als Beschleunigung der P- und K-Aushagerung, hatte aber negative Effekte auf die Vegetation. - Beide Methoden sind für Regenerationsversuche in Naturschutzgebieten abzulehnen, da die Massnahmen zur Nährstoffverarmung mit weiterer Nährstoffausbringung gekoppelt sind. Zudem macht EBER (1982) darauf aufmerksam, dass indirekte Effekte (Störungen der Ionengleichgewichte) wichtiger werden könnten als jene, die den zugefügten Nährstoffen zugeschrieben werden können.

Doch muss bei ehemaligen Fettwiesen und Aeckern, die in Ried-Naturschutzgebiete integriert werden sollen, das Ziel immer die Entwicklung zu einer Streuwiese sein, ein Ziel, das oft nur mit grossem Aufwand, nach vielen Jahren und unter Umständen sogar erst (eine) Generation(en) später erreicht werden kann? Als mit den aktuellen Naturschutzzieilen durchaus vereinbare Alternativen bieten sich an:

1. **Einschürige ungedüngte Futterwiesen** (s.auch Kap. 5.6.).

Wenn die Grundwasserverhältnisse nicht mehr denen von Riedern entsprechen, könnte eine trockene Magerwiese ("Halbtrockenrasen"; Mesobrometum alluvialer Standorte, z.B. Stachyo-Brometum typicum) angestrebt werden (LANDOLT mündl.).

2. **Zweischürige Futterwiesen**, je nach den Grundwasserverhältnissen vom pflanzensoziologischen Typ der Kohldistelwiesen (gedüngte Feuchtwiesen, Calthion) oder der Glatthaferwiesen (Tal-Fettwiesen, Frischwiesen; Arrhenatherion); einst weit verbreitet, sind sie heute in vielen Regionen kaum mehr anzutreffen. WILDERMUTH wies bereits vor 10 Jahren darauf hin: "Die blumenreichen Fromenthalwiesen, die noch vor einem Vierteljahrhundert häufig waren, gleichen mehr und mehr langweiligen Monokulturen" (1974, S. 20). Auch ELLENBERG (1978) war nicht pessimistisch, als er schrieb, dass "man bald auch bei den süddeutsch-nordschweizerischen Arrhenatheretum - Wiesen die letzten Reste unter Schutz stellen und traditionell bewirtschaften müsse, wenn man sie der Nachwelt überliefern" wolle (S. 734).

Nach etwa zehn Jahren müsste man sich entscheiden, ob die fragliche Wiese langfristig a) als ungedüngte einschürige, b) als (nur alle paar Jahre) leicht (mit Mist) gedüngte, ebenfalls einschürige oder c) weiterhin als zweischürige Futterwiese genutzt werden soll. Wenn man langfristig eine Kohldistel- oder eine Glatthaferwiese anstrebt, wird man kaum ohne gelegentliche Düngung auskommen. Was auf der Hand liegt: Je intensiver der Standort vorher genutzt wurde, desto länger

kann auf eine Düngung verzichtet werden. Die Artenzusammensetzung und nicht der Ertrag hat zu bestimmen, wie oft und mit welchen Mengen eine Düngung zu erfolgen hat.

3. Aecker mit alten Getreidesorten und gleichzeitig als **Ackerwildkräuterreservate**. Auch SCHUMACHER (1984) schlägt zur Erhaltung der Segetalflora u.a. extensiv bewirtschaftete Aecker mit z.T. alten Getreidesorten vor.
4. Refugien für die **Ruderalflora**. Die Flächen müssten in diesem Fall regelmässig vegetationsfrei gemacht werden. (Auf einer abgeschrüften Fläche im aargauischen Reusstal ist so etwas vorgesehen.)
5. Die nicht aus floristischer, aber aus faunistischer Sicht (s. z.B. RIEGER 1979) wertvollen **Hochstaudenrieder**. Brachliegende Pfeifengraswiesen entwickeln sich häufig zu von Filipendula ulmaria dominierten Hochstaudenfluren (s. z.B. MEISEL 1973). Das oberwähnte Ziel wäre also bereits erreicht, wenn in solchen Fällen auf Regenerationsmassnahmen verzichtet, d.h. lediglich einmal jährlich im Herbst gemäht würde.

Nur am Rande sei erwähnt, dass aufgelassenes Wirtschaftsgrünland dem Aufkommen von Gehölzen lange widersteht (s. dazu Literaturübersicht bei EGLOFF 1984, Abb. 4), und dass auf grundwassernahen Standorten Arrhenatheretalia - Arten zurückgehen und stattdessen Molinietalia - Arten auftreten (SCHÄFER 1975). Wenn die Entwässerungsgräben verschlammen und verwachsen, geht die Entwicklung weiter zu Röhrichten und Grossseggensümpfen (SCHÄFER). Eine zunehmende Vernässung erfahren auch weniger grundwassernahe Standorte, "nicht nur infolge des Verfalls der Vorflut-einrichtungen, sondern auch weil bei fehlender Nutzung die "biologische Pumpe" von einem üppig wachsenden und in 2-3 Schnitten immer wieder besetzten Aufwuchs nicht mehr funktioniert" (STÄHLIN und BÜRING 1981, S. 69). Dass "anstelle von Pfeifengraswiesen bei Fortfall der ohnehin extensiven Nutzung keine Hochstauden entstehen können", da Molinia coerulea begünstigt werde (MEISEL und HÜBSCHMANN 1973, S.74), mag für "aufwuchsarme Pfeifengraswiesen" (MEISEL 1973, S. 19) und regional zutreffen (s. auch VYVEY und STIEPERAERE 1981, PREISS 1983); im Normalfall kommt es aber zur Verhochstaudung. Nach PREISS (1983) übernimmt Molinia in brachgefallenen Gentiano - Molinieta (der bayerischen Voralpen) eine dominierende Rolle: "Die rasige Struktur löst sich zugunsten eines kräftigen bultigen Wachstums auf" (S. 73). Wie lange Molinia die dominierende Rolle behält, hängt von den Standorts- und Klimaverhältnissen ab.

Indirekt wurde die Titelfrage eigentlich schon im ersten Abschnitt beantwortet: Zu verschieden sind jeweils die Ausgangssituation und die Bedeutung der weiteren aufgelisteten bestimmenden Faktoren, als dass eine generelle Antwort möglich wäre.