

Massnahmen gegen die Verschilfung im Flachmoor Spitzmäder (Oberriet SG)

Autor(en): **Weber, Urs**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Berichte der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft**

Band (Jahr): **90 (2004)**

PDF erstellt am: **09.08.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-832563>

Nutzungsbedingungen

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

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

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

Haftungsausschluss

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

90. Band Seiten 175–200 17 Abbildungen 4 Tabellen St.Gallen 2004

Massnahmen gegen die Verschilfung im Flachmoor Spitzmäder (Oberriet SG)

Urs Weber

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Zusammenfassung | 175 |
| 1. Einleitung | 176 |
| 2. Vorgeschichte des Gebietes | 178 |
| 3. Methoden der Versuche | 180 |
| 3.1 Ort und Vorgehen im Feld | 180 |
| 3.2 Datenanalyse | 181 |
| 4. Ergebnisse | 182 |
| 4.1 Artenzahl | 182 |
| 4.2 Naturschutzwert | 183 |
| 4.3 Zeigerwerte | 184 |
| 4.4 Hechtblaue Brombeere | 185 |
| 4.5 Gesamtvegetation | 186 |
| 4.6 Verschilfung | 188 |
| 5. Diskussion | 194 |
| 5.1 Taugt Fröhschnitt gegen die Vergandung? | 194 |
| 5.2 Einfluss eines erhöhten Grundwasserspiegels | 198 |
| 6. Schlussfolgerungen | 198 |
| Verdankungen | 199 |
| Literatur | 200 |

Zusammenfassung

Seit den 1990er-Jahren ist im Flachmoor Spitzmäder, einem ehemaligen Torfstichgebiet in der Gemeinde Oberriet, eine Verarmung der Vegetation festzustellen. Erkennbare Veränderungen sind die Verschilfung, die Verhochstaudung, die Zunahme der Hechtblauen Brombeere und die Abnahme von Orchideen. Um Gegenmassnahmen zu erproben, erfolgen seit 1997 Bewirtschaftungsversuche auf Dauerflächen. Die Entwicklung des Pflanzenbestandes wurde von 1997 bis 2001 mit jährlichen Vegetationsaufnahmen untersucht. Die Verschilfung wurde anhand der Halmdichte, der mittleren Halmhöhe und der daraus geschätzten oberirdischen Schilfbiomasse erfasst.

In einem ersten Versuchsteil wurde der bisherige, seit 1989 praktizierte Septemberschnitt mit zwei Fröhschnitttypen verglichen (1. zusätzliche Mahd im Juli, 2. Zusatzmahd nur jedes zweite Jahr). Die Vegetationsentwicklung bei Septemberschnitt wies auf eine fortschreitende Verarmung innerhalb der Versuchsdauer hin, indem Magerarten abnahmen, die Verschilfung und die Brombeere dagegen zunahm. Der zusätzliche Julischnitt förderte Magerarten, reduzierte die Verschilfung und teilweise die Brombeere und liess in der Zeigerwertanalyse die

Nährstoffzahl absinken. Der Zusatzschnitt alle zwei Jahre wirkte sich bei Brombeere und Nährstoffzahl ähnlich aus, er förderte aber die Magerarten nicht und schwächte die Verschilfung nicht absolut, sondern nur relativ zum Septemberschnitt. Die jährlichen Schwankungen der Verschilfung waren wesentlich grösser als der Einfluss des Mähtyps. Die sechs vorkommenden Arten der Roten Liste reagierten nicht klar. Bei jährlichem Zusatzschnitt wurde die zu mähende Streue von Jahr zu Jahr lockerer, so dass sich der zweimalige Schnitt bereits im fünften Jahr ertragsmässig kaum mehr lohnte. Im zweiten Versuchsteil wurde ein Wassergraben auf 10–20 cm unter Terrain aufgestaut, um den Einfluss eines erhöhten Grundwasserspiegels zu testen. Einzelne Arten wurden geschwächt, in Gesamtvegetation und Verschilfung gab es jedoch keine signifikanten Effekte.

Aufgrund der bisherigen Ergebnisse wird empfohlen, die Streuwiesen im Spitzmäder bis auf weiteres alternierend zu mähen (zusätzlicher Julischnitt alle zwei Jahre). Der Wasserstand im staubaren Graben soll etwas abgesenkt werden. Die Versuchflächen sollen beibehalten werden, um die weitere Vegetationsentwicklung zu einem späteren Zeitpunkt untersuchen zu können. Die kurze Versuchsdauer von fünf Jahren erlaubt weder eine abschliessende Bewertung noch klare Empfehlungen für andere verschilfte Gebiete. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass ein Frühschnitt die dichtwüchsige, eutrophierte Vegetation innert einiger Jahre auflockern und die Verschilfung eindämmen kann.

1. Einleitung

In zahlreichen schutzwürdigen Streuwiesen des Schweizer Mittellandes ist in den letzten Jahrzehnten eine starke Ausbreitung des Schilfs (*Phragmites australis*) festzustellen (z.B. KLÖTZLI 1986). Diese als *Verschilfung* bezeichnete Entwicklung

wird als unerwünscht betrachtet, da sie mit einem Rückgang der Artenvielfalt und dem Verschwinden von typischen, seltenen Moorarten verbunden ist (GÜSEWELL & KLÖTZLI 1998). Die Häufigkeit von Schilf in Landhabitaten wird hauptsächlich durch Licht- und Nährstoff-Konkurrenz zwischen den Arten bestimmt, so dass eine Veränderung des Standortes dem Schilf einen Wettbewerbsvorteil geben kann (MARKS et al. 1994). Mögliche Ursachen sind vor allem die Eutrophierung des Standorts, die Absenkung des Grundwasserspiegels und eine veränderte Nutzung. Die Ursachen der Verschilfung werden allerdings nicht genau verstanden.

Eine zunehmende Verschilfung ist auch im Naturschutzgebiet Spitzmäder in der Gemeinde Oberriet SG festzustellen (Abbildung 1). Bei diesem Flachmoor von nationaler Bedeutung (FM 1938) handelt es sich um ein ehemaliges Torfstichgebiet mit zahlreichen Torfstichgräben. Die einzelnen Streueparzellen messen meist nur 20–30 Meter Breite und sind je nach Terrainhöhe und Entstehungsgeschichte von unterschiedlichen Vegetationstypen bewachsen (SCHLEGEL et al. 1997). In den meisten von ihnen hat der Schilf seit Mitte der 1980er Jahre nach Meinung von Gebietskennern deutlich zugenommen, einhergehend mit einer Abnahme von Orchideen, der Zunahme von Hochstauden (*Verhochstaudung*) und dem Eindruck einer tendenziellen Verarmung der Vegetation. HÄFELFINGER (1989) bezeichnet die zunehmende Verschilfung auf vielen Flächen als Gefahr. In mehreren Streueparzellen hat sich zudem die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) von den Grabenkanten flächig ausgebreitet, was die herbstliche Mahd behindert und die Verwertung als Einstreu erschwert. Die Summe dieser Phänomene könnte man wegen der Ähnlichkeit mit Brachflächen als *Vergandung* bezeichnen.

Um die unerwünschte Entwicklung im Spitzmäder zu bremsen und rückgängig zu machen, begann man 1996 nach mögli-

chen Gegenmassnahmen zu suchen. Direkt übertragbare Erfahrungen und Erfolge aus anderen Gebieten waren nicht bekannt. Als interessante Ansätze eröffneten sich jedoch zwei Möglichkeiten, die für das Gebiet in Frage kamen: 1. der Frühschnitt, 2. die Erhöhung des Grundwassers.

1. Frühschnitt. Die erste, hauptsächliche Hypothese besagte, dass ein zusätzlicher Frühschnitt ab Anfang Juli im Vergleich zum herkömmlichen Schnitt ab Mitte September die Verschilfung reduziere und dabei die Gesamtvegetation in ihrem naturschützerischen Wert nicht beeinträchtige. Die Hypothese wurde bestärkt durch den Umstand, dass der Septemberschnitt im Spitzmäder erst seit 1989 praktiziert wurde, als man die gängigen Empfehlungen des Flachmoorschutzes übernahm und dabei das vereinzelte Vorkommen von Spätblühern berücksichtigte. Vor 1989 waren die Streueparzellen meist ab Juli oder August geschnitten worden, je nach Witterung auch ein zweites Mal im Herbst.

2. Erhöhung des Grundwassers. Die zweite, weniger wichtige Hypothese des Versuchs besagte, dass der Schilfbestand durch das Anheben des Grundwassers reguliert werden könnte. BRÜLISAUER (1996) stellte bei Transektanalysen eine zunehmende Verschilfung bei sinkendem Grundwasserstand fest, relativierte den Zusammenhang allerdings durch gleichermassen steigende Nährstoffgehalte. Düngungseffekte schienen auf vernässten Standorten jedenfalls nicht oder nur wenig sichtbar zu werden. Auch GÜSEWELL (mdl.) stellte bei Feldarbeiten verschiedentlich fest, dass sich Schilfherde auf trockene Lagen konzentrierten. Im Spitzmäder war es dank des Netzes an Torfstichgräben möglich, durch Einstau eines Grabens das Grundwasser auf einer Streueparzelle zu erhöhen und gleichzeitig andere Flächen nicht zu beeinflussen.

Um die beiden Hypothesen im Spitzmäder auf die Probe zu stellen, wurden 1997 Feldversuche auf Dauerflächen gestartet. Neben

einigen Angaben zur Geschichte des Gebietes enthält der vorliegende Artikel die Resultate dieser Bewirtschaftungsversuche bis ins Jahr 2001. Die Daten stammen somit aus dem Ausgangsjahr 1997 und den vier folgenden Wirkungsjahren mit den beiden Faktoren Frühschnitt und Grundwassererhöhung. Für Bewirtschaftungsversuche ist dies eine sehr kurze Zeit für klar erkennbare Entwicklungen. Trotzdem wurden erste Erkenntnisse erhofft, um für die weitere Bewirtschaftung des Spitzmäders eine bessere Grundlage zu erhalten.

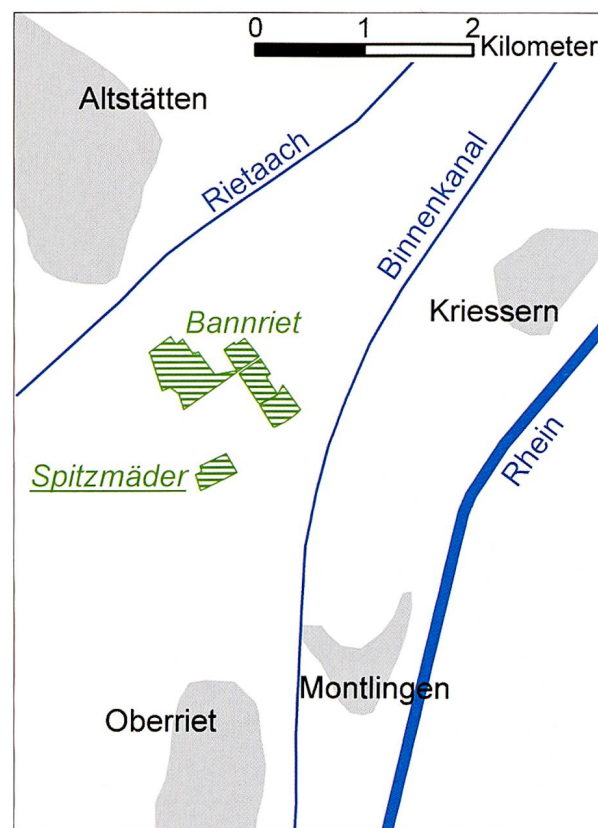


Abbildung 1:
Lage des Naturschutzgebietes Spitzmäder im Dreieck zwischen Altstätten, Kriessern und Oberriet. Beim Naturschutzgebiet Bannriet handelt es sich ebenfalls um ein ehemaliges Torfstichgebiet.

2. Vorgeschichte des Gebietes

Wie in anderen Flachmooren sind auch im Naturschutzgebiet Spitzmäder die genauen Ursachen der Vegetationsveränderungen nicht bekannt. In seiner Geschichte finden sich jedoch einige Aspekte, die das Verständnis für das Gebiet und die Vegetationsverarmung fördern und als Hintergrund für die zukünftige Bewirtschaftung von Bedeutung sein können. Im vorliegenden Kapitel sollen deshalb einige Punkte aus der Geschichte des Spitzmädens aufgeführt werden, schwerpunktmässig aus den letzten 30 Jahren.

Der alte Grundbuchplan des Rheinkatasters von 1942, wie er in GÜTTINGER et al. (1994) dargestellt ist, enthielt im Gebiet des heutigen, gegen 7 ha grossen Naturschutzgebietes Spitzmäder 24 Parzellen, von denen nur drei breiter als 30 Meter waren. Bei den übrigen handelte es sich um langgezogene, eher schmale Grundstücke. Die Haupttrichtung der heutigen Torfstichgräben entspricht immer noch den damaligen Parzellengrenzen, an denen zum Zweck der Entwässerung kleine Wassergräben verliefen. Noch Mitte der 1970er Jahre waren lediglich diese schmalen Gräblein vorhanden. Die rund 2 m breiten und tieferen Gräben, welche heute das Gebiet durchziehen, entstanden erst durch den industriellen Torfabbau, welcher Ende der 1970er Jahre begann und bis zum Winter 1983/84 betrieben wurde. Beim Abbauvorgang wurden die Streuwiesen entlang des Grabens abgetragen, der Humus und die mächtige Lehmschicht wurden eine Stichtiefe tiefer wieder ausgeebnet und hier dem Spontanbewuchs überlassen. Die angrenzenden Streuwiesen waren zeitweise mit Torfbeigen zugedeckt, wodurch auch hier immer wieder Ruderalflächen, also vegetationslose Stellen, entstanden. Die Wiesen wurden jeweils im Juli oder August gemäht, das Schnittgut als Rossheu oder zur Einstreu verwendet. Jene drei Fettwiesen, die 1989 bei einer Vegetationskartierung beschrieben wurden (GÜTTINGER et al. 1994), entstanden erst Mitte der 1980er

Jahre durch die kurzzeitige Düngung von Teilflächen.

Im März 1988 traten die Schutzverordnung und der Schutzzonenplan für den Spitzmäder in Kraft. Ab 1989/1990 wurden die meisten Teilflächen des Spitzmädens, darunter auch die weiter unten vorgestellten Versuchspartellen, ab 15. September gemäht. Grund dafür war das Vorkommen verschiedener Spätblüher bzw. -versamer (z.B. Sibirische Schwertlilie *Iris sibirica*, Gemeine Sumpfwurz *Epipactis palustris*), denen man gemäss den Empfehlungen für Flachmoore die Samenreife ermöglichen wollte.

Obschon die folgenden Ausführungen teilweise spekulativen Charakter haben, sollen die Veränderungen des Standorts und der Vegetation näher betrachtet werden: Durch den einsetzenden Torfabbau mit den breiteren und tieferen Wassergräben wurde der Grundwasserspiegel der Streuwiesen um 1980 abgesenkt. Die Entwässerung brachte nicht nur eine grössere Trockenheit für die dort wachsenden Flachmoorpflanzen mit sich, sie verstärkte wohl auch die Mineralisation und damit die Verfügbarkeit von Stickstoff und anderen Nährstoffen; allerdings ist der Torf im Spitzmäder von einer bis 1 m mächtigen Lehmschicht überdeckt. Diese vermutete Selbstdüngung und wohl auch der atmosphärische Eintrag von Stickstoff führten zu einem allgemein verstärkten Wachstum und zur Förderung von nährstoffzeigenden Pflanzen wie zum Beispiel Schilf oder Hochstauden (Mädesüss *Filipendula ulmaria*, Gilbweiderich *Lysimachia vulgaris*, Wilde Brustwurz *Angelica sylvestris*). Ab 1989 wurde diese Entwicklung durch die Umstellung auf den Spätschnitt ab Mitte September vermutlich verstärkt.

Die breiteren Wassergräben boten nach Ende des Torfabbaus vermutlich bessere Standortbedingungen für den Schilf als die vorherigen Gräblein. Mit seinen Rhizomen (unter- oder oberirdische Ausläufer), welche eine Länge von mehreren Metern erreichen können, konnte der Schilf von den Gräben

aus in die angrenzenden Streuwiesen einwachsen (Abbildung 2). In trockenen Perioden verfügte er so innerhalb der Streuwiese über eine bessere Wassernachlieferung und somit über einen Vorteil gegenüber anderen Rietpflanzen ohne Ausläufer. Diese Hypothese entspricht der mehrfachen Beobachtung von HÜRLIMANN (1951), wonach Schilf von feuchten Aushubrillen aus selbst an trockenen Bahndämmen emporwächst. Schilf ist heute im Spitzmäder an allen grösseren Gräben und in den meisten Teilflächen präsent, anders als im nahen Naturschutzgebiet Bannriet, wo Torfstichgräben und Streuwiesen oft schilfflos sind. Der Schilf ist sogar in einer ehemals gedüngten, regelmässig in der zweiten Junihälfte erstmals gemähten Parzelle zu finden und hat nach subjektiver Einschätzung des Autors von 1997–2001 an Dichte zugenommen.

Die Verschilfung im Spitzmäder ist nur ein Aspekt der festgestellten Vergandung, wenn gleich der auffälligste. Laut GÜSEWELL (1997) kann die Verschilfung selber die Ursache einer botanischen Verarmung sein, indem sie über die Lichtkonkurrenz (aufgrund des späten Schilfwachstums erst ab

Juli/August relevant) Hochstauden fördert, welche wiederum seltenere Flachmoorarten verdrängen. Wie bei der Verschilfung bestehen im Spitzmäder auch zu den übrigen Vergandungstendenzen (Verhochstaudung, Zunahme der Brombeere, Abnahme von Orchideen) keine systematisch erhobenen Daten. Einzig die Kartierung ausgewählter Arten durch WALDBURGER (1988) gibt Anhaltspunkte: Auf der Versuchsparzelle 3 wuchs 1987/88 im Bereich der späteren Dauerflächen die Langspornige Handwurz (*Gymnadenia conopsea*), 1997 war sie nicht mehr vorhanden. Dafür hatte der Bestand der Gemeinen Sumpfwurz (*Epipactis palustris*) eher zugenommen, neu aufgetreten war die Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*). Diese Angaben lassen keinen eindeutigen Schluss auf eine Verarmung zu. Verschiedene Gebietskenner vertreten dennoch die Meinung, die Parzelle sei im fraglichen Zeitraum verarmt. Zur Verschilfung der Parzelle hielt WALDBURGER (1988) übrigens fest: «Schilf ist locker eingestreut». Das Ausmass der Verschilfung im Jahre 1997 übertraf diese Beschreibung bei weitem.



Abbildung 2:
Die zahlreichen Torfstichgräben strukturieren das Gebiet. An den meisten Gräben wächst Schilf.
(Foto: Astrid Maeder)

3. Methoden der Versuche

3.1 Ort und Vorgehen im Feld

Die untersuchten Flächen liegen im Naturschutzgebiet Spitzmäder (Abbildung 1) auf rund 420 m ü M in fünf unterschiedlichen Streuwiesen. Die Wiesen wurden so ausgewählt, dass sie das breite Spektrum des Naturschutzgebietes in Vegetationstyp, Verschilfung und Brombeerenanteil abdecken (Tabelle 1). Auf ein bis drei Seiten werden sie von Wassergräben begrenzt, so dass ein kleinräumiger Anhaltspunkt für die Höhe des Grund- bzw. Stauwasserspiegels besteht (Abbildung 3). Auf den ausgewählten Streuwiesen wurden vor Frühlingsbeginn 1997 insgesamt sieben Flächensets aus je drei Versuchsflächen mit 8–15 m Seitenlänge eingerichtet. In jedem Flächenset wurden drei Mähtypen unregelmässig den

Versuchsflächen zugeordnet und von 1997 bis 2001 angewandt:

- S = Septemberschnitt: einmaliger Schnitt pro Jahr ab 15. September. Dieses Schnittregime entspricht den üblichen Empfehlungen für Flachmoore mit Spätblüheren und wurde im Spitzmäder von 1989–1996 praktiziert.
- J = Julischnitt: wie S, aber mit einem jährlichen Zusatzschnitt ab 1. Juli.
- A = alternierend: abwechslungsweiser Schnitt J ↔ S. 1998 und 2000 erfolgte nur der normale Septemberschnitt, in den Jahren 1997, 1999 und 2001 wurde ein Zusatzschnitt ab 1. Juli durchgeführt.

Die beiden Typen J und A wurden zusammenfassend als Frühschnitt bezeichnet. Um den Einfluss eines erhöhten Grundwasserspiegels zu überprüfen, wurde bei den Flächensets Nr. 1 und 2 der angrenzende Wassergraben um rund 75 cm angehoben und so auf 10–20 cm unter Terrain eingestaut. Das Wasser wurde jeweils zwei Wochen vor der Mahd um 40 cm abgesenkt.

In allen 21 Versuchsflächen wurde je eine Teilfläche von 2 x 3 m² eingemessen, bodeneben verflocht und von 1997 bis 2001 jährlich untersucht. Diese Teilflächen – wegen ihres dauerhaften Bestehens an einem exakt definierten Ort als *Dauerflächen* bezeichnet – wurden zur Messung der Verschilfung weiter unterteilt in sechs Plots à 1 m². Vor dem ersten Schnitt, also jeweils Ende Juni, wurden in den Dauerflächen Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt, wobei die Deckungsklassen 1 und 2 weiter differenziert und in je zwei Unterklassen aufgeteilt wurden. Die Aufnahmen wurden im April und August ergänzt. In den 1 m² grossen Plots wurden Ende Juni die Halmdichte und die mittlere Halmlänge des Schilfs bestimmt. Als Halmlänge galt die Entfernung von der Bodenoberfläche bis zur Basis des obersten Blattes. Im Jahr 2001 entfielen die Aufnahmen auf zwei Dauerflächen, da diese irrtümlich zu früh gemäht wurden.

Tabelle 1:
Kenndaten der untersuchten Streuwiesen. Die Beurteilung der Vegetation entstammt GÜTTINGER et al. (1994). Ein Flächenset bestand aus drei Versuchsflächen, auf denen je einer von drei Mähtypen praktiziert wurde.

| Vegetation 1989 | mittlere Höhe über nächstem Graben | Versuche 1997–2001 |
|--|------------------------------------|---|
| trockene Pfeifengraswiese (artenarm) | 85 cm | Flächensets Nr. 1 und 2; Graben auf rund 10 (Nr. 2) bzw. 20 cm (Nr. 1) unter Terrain aufgestaut |
| trockene Pfeifengraswiese (artenreich) | 30 cm | Flächenset Nr. 3 |
| magere Heuwiese / Waldsimenflur / Ruderalflora | 30 cm | Flächenset Nr. 4 |
| trockene Pfeifengraswiese / Hochstaudenflur | 110 cm 50 cm | Flächenset Nr. 5 Flächenset Nr. 6 |
| magere Heuwiese | 50 cm | Flächenset Nr. 7 (fast schilffrei, aber stark mit Brombeere verfilzt) |



Abbildung 3:
 Der Pegel in den Torfstichgräben gibt kleinräumige Anhaltspunkte für den Grund- bzw. Stauwasserspiegel. Die Frühschnittflächen sind an den gemähten Rechtecken erkennbar. (Foto: Ignaz Hugentobler)

3.2 Datenanalyse

Die statistische Analyse und die Darstellungen wurden mit WinStat® für Microsoft® Excel durchgeführt. Um signifikante Veränderungen über die Jahre und Unterschiede zwischen Mähtypen zu erkennen, erfolgten statistische Tests erstens für den gesamten Datensatz und zweitens separat für einzelne Mähtypen und Jahre (sinngemässes Vorgehen für den Faktor Grundwassererhöhung): 1. Gesamter Datensatz, parametrischer Test: Zur ‹Neutralisierung› des Ausgangszustandes wurden die Differenzen der Jahreswerte 1998–2001 zum Startjahr 1997 gebildet. Sofern die Differenzen normal verteilt waren, wurden sie mittels einer univariaten ANOVA (Varianzanalyse) für wiederholte

Messungen auf die Faktoren Mähtyp und Jahr analysiert. 2. Einzelne Mähtypen und Jahre, nonparametrischer Test: Die Jahreswerte 1998–2001 wurden separat für jeden Mähtyp auf Veränderungen gegenüber dem Ausgangsjahr 1997 getestet. Dazu diente der Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben. Zum paarweisen Vergleich von Mähtypen wurde der U-Test für zwei unabhängige Stichproben angewandt.

Aus den Vegetationsaufnahmen wurden neben der Artenzahl weitere Werte abgeleitet und analysiert:

- Als Mass für das Vorkommen seltener Arten wurde der Rote-Listen-Index berechnet: Die Gefährdungsgrade nach LANDOLT (1991) wurden in Zahlen umgewandelt (stark gefährdet 3, gefährdet 2, attraktiv 1), worauf diese Gefährdungsklassen mit der Deckungsklasse der Arten multipliziert und schliesslich zum Rote-Listen-Index addiert wurden.
- Der so genannte Magerarten-Index wurde berechnet, indem die Deckungsklassen der magerkeitszeigenden Arten summiert wurden. Als solche galten – unter Anwendung der ökologischen Gruppen von LANDOLT (1991) – jene Arten, die hauptsächlich in mageren Wiesen wachsen, sowie Sumpfpflanzen mit einer Nährstoffzahl von 1, 2 oder 3.
- Mit den Zeigerwerten von LANDOLT (1977) wurden die gewichteten mittleren Zeigerwerte berechnet (Gewichtung mit Deckungsklassen).
- Die Deckungsklassen der Hechtblauen Brombeere wurden wegen ihres Stellenwerts als überhand nehmende Art speziell berücksichtigt.
- Die Veränderung der Gesamtvegetation wurde mit der Ähnlichkeit von zeitlich verschobenen Vegetationsaufnahmen erfasst. Die Berechnung erfolgte mit dem Programm Mulva-5. Nach der Wurzeltransformation der Deckungsklassen wurden die Artvektoren normalisiert und sodann die Ähnlichkeit mit dem van der Maarel-Koeffizienten berechnet.

- Mit Mulva-5 wurden zur Darstellung mehrerer Vegetationsaufnahmen Ordinationen hergestellt. Als Ähnlichkeitsmass diente ebenfalls der van der Maarel-Koeffizient. Die Komponentenanalyse wurde nach dem Verfahren der Hauptachsenanalyse (PCOA) durchgeführt.

Bei der Schilfpflanze sind die im Feld erhobenen Parameter <Halmdichte> und <mittlere Halmlänge> für sich zu wenig aussagekräftig (Abbildung 4). Sie enthalten keine integrale Information über das Phänomen der Verschilfung und erlauben so keine Aussage

Abbildung 4:

Die Verschilfung kann weder durch die Halmdichte noch durch die Halmlänge allein quantitativ beschrieben werden. (Foto: Astrid Maeder)



über den Stellenwert des Schilfs in der Ökologie der Streuwiese (Nährstoff- und Lichtkonkurrenz unter Pflanzen, Vegetationsstruktur für Insekten). Ein umfassenderes Mass für die Verschilfung ist die oberirdische Biomasse des Schilfs. Nach GÜSEWELL & KLÖTZLI (1997) lässt sie sich aus Halmdichte und Halmlänge mit folgendem Modell näherungsweise ermitteln: Trockenmasse TM eines Halmes: $\log(TM) = -2,9 + 1,8 \times \log(\text{Länge})$; sodann oberirdische Biomasse $OBS = \text{Dichte} \times TM$.

Durch eine lokale und jährliche Kalibrierung der Modellparameter (hier $-2,9$ und $1,8$) kann das Modell für die jeweilige Situation verbessert werden. Wegen des entstehenden Aufwands für die Probensammlung, Trocknung, Wägung und Berechnung musste im vorliegenden Projekt auf eine Kalibrierung verzichtet werden. Die errechneten Werte sind folglich keine absolute Biomasse, reichen aber aus, um Unterschiede zwischen verschiedenen Flächen und Jahren zu analysieren. Mithilfe des Modelles wurde die Schilfbiomasse für jeden Plot ermittelt und darauf wie die übrigen Vegetationsdaten analysiert. Aus statistischen Gründen wurde das fast schilffreie Flächenset Nr. 7 von der Datenanalyse ausgenommen.

4. Ergebnisse

4.1 Artenzahl

Auf den Versuchsflächen wurden insgesamt 94 Arten gefunden. Der Artenreichtum der einzelnen Dauerflächen war im Startjahr 1997 mit 18 bis 36 Arten recht unterschiedlich. Diese grosse Spannweite war vorwiegend auf die Unterschiede zwischen den fünf Parzellen zurückzuführen. Innerhalb der Parzellen lagen die Artenzahlen der drei entsprechenden Dauerflächen meistens nahe beieinander. Die Mittelwerte pro Mäh-typ betragen 28–29 Arten, lagen also sehr nahe beieinander, was für den Versuch als sehr gute Ausgangslage gelten darf.

In den Jahren 1998 bis 2001 bewegte sich der mittlere Artenreichtum pro Mähotyp von 26 bis 33. Über die Versuchsjahre war keine signifikante Beeinflussung der Artenzahl durch den Mähotyp festzustellen, ebenso kein Trend über die Jahre (ANOVA), obschon Abbildung 5 solches vermuten lässt. Nur wenn die Daten nach Mähotyp und Jahr gesondert analysiert wurden, unterschied sich bei der alternierenden Mahd der Jahreswert 1998 von 1997 ($P < 0,05$, Wilcoxon). Eine gewisse Tendenz zur Artenzunahme zeigte sich auch im Jahre 2000 bei der Julimahd ($P < 0,1$). Die statistisch kaum nachweisbare Veränderung der Artenzahl entkräftet eine erste Befürchtung gegenüber dem Versuch: Die drastische Bewirtschaftungsänderung, welche die Umstellung auf Fröhschnitt darstellte, hatte innerhalb der Versuchsdauer keine Verminderung des Artenreichtums zur Folge. Auch die eingestauten Flächen zeigten im Vergleich mit den übrigen Dauerflächen keine Unterschiede in der Entwicklung ihres Artenreichtums.

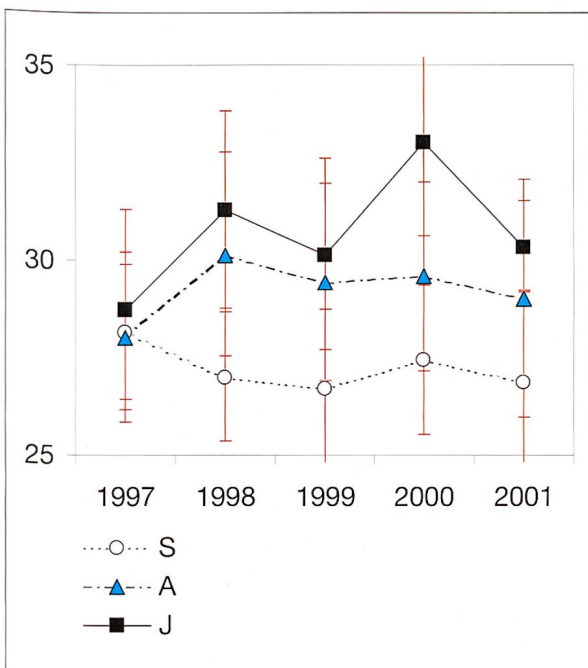


Abbildung 5: Mittlere Artenzahl bei den drei Mähotypen S (Septemberschnitt), A (alternierend) und J (Schnitt ab Juli). Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen.

4.2 Naturschutzwert

Auf fünf von sieben Parzellen fanden sich in den Dauerflächen Arten der regionalen Roten Liste. Insgesamt waren es sechs Arten: Stark gefährdet ist die Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*), gefährdet sind der Weiden-Alant (*Inula salicina*) und der Rosskümmel (*Silaum silaus*), und als attraktiv gelten das Fleischrote Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*), die Gemeine Sumpfwurzel (*Epipactis palustris*) und die Kleine Orchis (*Orchis morio*). Die einzelnen Dauerflächen erreichten einen Rote-Listen-Index von 0 bis 22. Bei keinem Mähotyp traten über die Jahre signifikante Veränderungen auf, auch keine der Arten reagierte auf den Fröhschnitt mit erkennbarem Muster. Eine Besonderheit ergab sich bei der Gemeinen Sumpfwurzel: Diese Orchidee wurde 1998 auf einer Julischnitt-Fläche bei gleicher Deckung wie 1997 überraschend blühhfreudig und brachte auf sechs Quadratmetern 30 Exemplare zur Blüte, 1999 immerhin 15. Im Jahr 2000 blühten noch zwei Pflanzen, im Jahr 2001 keine, was den üblichen Blühhäufigkeiten auf den anderen beiden Dauerflächen des Flächen-satzes entsprach. Eine klare Interpretation ist nicht möglich.

Auf den eingestauten Flächen war der Rote-Listen-Index in den Jahren 1998–2000 signifikant kleiner als 1997 ($P < 0,05$, Wilcoxon), hauptsächlich weil der Weiden-Alant auf zwei Fröhschnitt-Flächen deutlich an Deckung verlor. Die Reaktion des Weiden-Alants auf Grundwassererhöhung war jedoch nicht einheitlich: Auf den beiden anderen Fröhschnittflächen blieb die Deckung etwa gleich hoch, ebenso auf den September-Flächen.

Auf den Dauerflächen wuchsen insgesamt 35 Magerarten, d.h. Arten mit Hauptverbreitung in Sümpfen (exkl. Nährstoffzeiger) oder in mageren, trockenen oder wechsellrockenen Wiesen. Der Magerarten-Index der Flächen hatte zu Beginn eine sehr grosse Bandbreite von 5 bis 40. Die Entwicklung des Magerarten-Index verlief abhängig vom

Mähtyp ($P < 0,01$, ANOVA; Abbildung 6). Bei herkömmlichem Septemberschnitt war der Index 1998, 2000 und 2001 signifikant tiefer als im Startjahr ($P < 0,05$, Wilcoxon). Bei Julischnitt wurden die Magerarten gefördert (1999 und 2000: $P < 0,05$, Wilcoxon). Bei alternierendem Schnitt entwickelte sich der Index nicht signifikant.

Wurde analog zum Magerarten-Index ein entsprechender Wert für die Nährstoffzeiger unter den Sumpffarten gebildet, so zeigte dieser bei Septemberschnitt eine Zunahme während der Versuchsjahre, bei Julischnitt eine Abnahme. Zu diesen Arten gehörten typische Hochstauden wie Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Kohldistel (*Cirsium oleraceum*), aber auch Grasartige wie die Waldsimse (*Scirpus silvaticus*) und die Rasen-Schmiele (*Deschampsia caespitosa*).

Ein Einfluss des erhöhten Grundwasserspiegels auf den Magerarten-Index liess sich nicht zeigen, obwohl die Schmalblättrige Flockenblume (*Centaurea jacea ssp. angus-*

tifolia) offensichtlich unter dem Einstau litt und an Deckung verlor.

4.3 Zeigerwerte

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) zeigen die Standortpräferenzen von Pflanzenarten hinsichtlich Lichtgenuss, Bodenfeuchte, Nährstoffgehalt, Bodendurchlüftung etc. Indem pro Dauerfläche die nach Artmächtigkeit gewichteten, mittleren Zeigerwerte gebildet wurden, ergab sich eine jährliche Charakterisierung des Standortes. In den Versuchen interessierte es, ob sich die Änderung des Standorts (Bewirtschaftung, Einstau) bereits in veränderten Zeigerwerten niederschlug. Mit Ausnahme der Nährstoffzahl (siehe unten) brachte die Zeigerwertanalyse keine Entwicklungen zutage. So reagierte auch die Feuchtezahl nicht auf den erhöhten Grundwasserspiegel.

Die gewichtete Nährstoffzahl veränderte sich über die Jahre offensichtlich

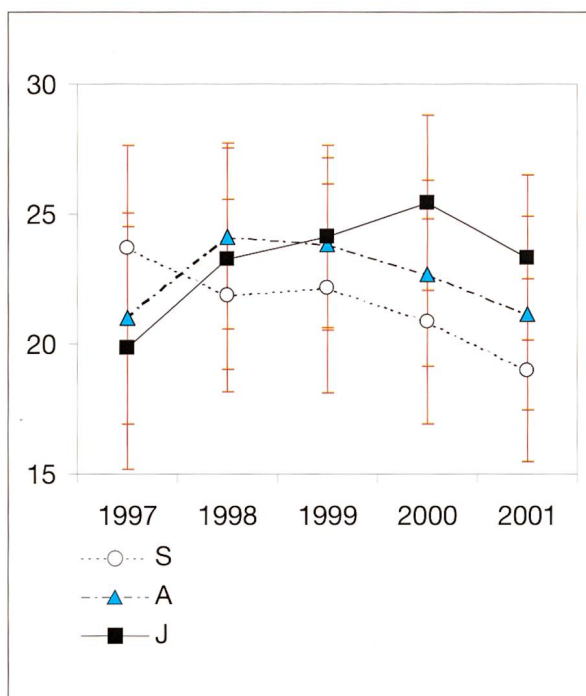


Abbildung 6: Magerarten-Index bei den drei Mähtypen S (Septemberschnitt), A (alternierend) und J (Schnitt ab Juli). Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen.

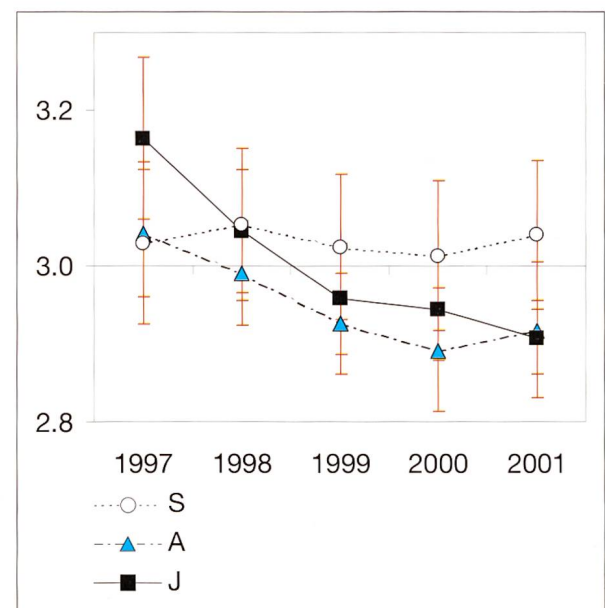


Abbildung 7: Gewichtete Nährstoffzahl bei den drei Mähtypen S (Septemberschnitt), A (alternierend) und J (Schnitt ab Juli). Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen. Bei Paarvergleichen werden üblicherweise Unterschiede von $\geq 0,2$ als ökologisch relevant betrachtet, beim Vergleich von Mittelwerten zählen auch geringere Unterschiede.

(Abbildung 7). Die Varianzanalyse der Dauerflächen bestätigte signifikante Unterschiede zwischen den Jahren ($P < 0,001$) und zwischen den Mähtypen ($P < 0,01$). Ein noch deutlicheres Bild ergab sich, wenn die Mähtypen und Jahre getrennt analysiert wurden: Bei Julischnitt und alternierendem Schnitt lag die Nährstoffzahl von 1998 bis 2001 signifikant tiefer als 1997 ($P < 0,05$). Offenbar erreichte der Fröhschnitt bereits in kurzer Zeit eine gewisse Ausmagerung des Standortes, was – obschon nicht direkt angestrebt – ein durchaus erwünschter Effekt ist. Mit Septemberschnitt blieb die Nährstoffzahl während der Versuchsdauer auf konstantem Niveau.

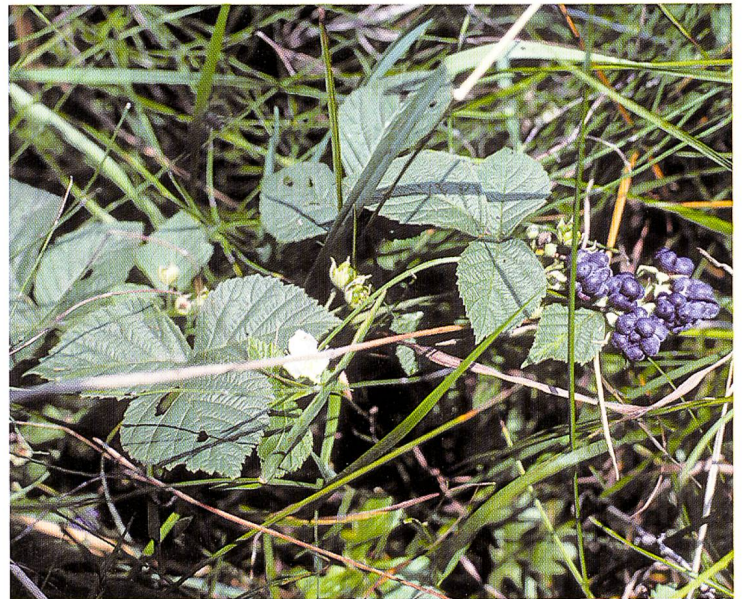


Abbildung 8:
Ein hoher Anteil der Hechtblauen Brombeere führt zu einer Verfilzung der Streue.

4.4 Hechtblaue Brombeere

Die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) erreichte in einzelnen Dauerflächen Deckungswerte von über 50% (Deckungsklasse 8), was eine starke Verfilzung der

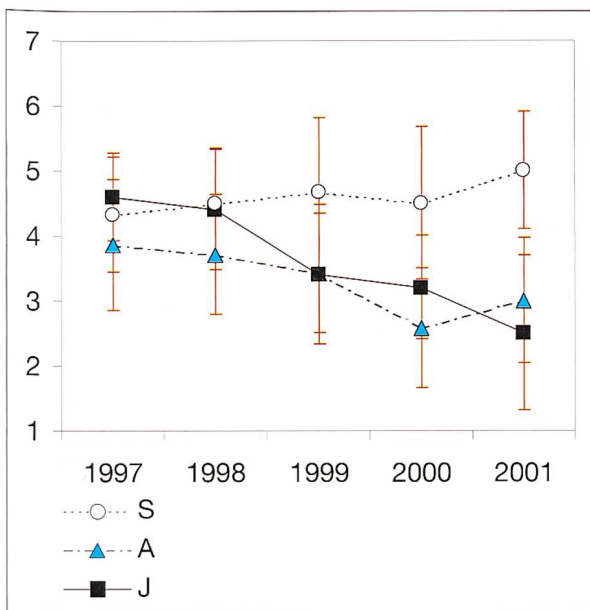


Abbildung 9:
Deckungsklasse der Hechtblauen Brombeere (*Rubus caesius*) bei den drei Mähtypen S (Septemberschnitt), A (alternierend) und J (Schnitt ab Juli). Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen. Die Deckungsklassen entsprechen folgenden mittleren Deckungen: 2 → 0,1%, 3 → 1,75%, 4 → 3,75%, 5 → 10%, 6 → 20%, 7 → 37,5%.

Vegetation zur Folge hatte (Abbildung 8). Die Mähtypen und Wirkungsjahre veränderten die Deckung der Brombeere in signifikanter Weise (ANOVA, $P < 0,05$), was sich bereits im Feld im optischen Vergleich von aneinander stossenden Versuchsfächen eindrücklich zeigte. Die drei Kurven in Abbildung 9 ergaben in der statistischen Analyse folgende Erkenntnisse (Wilcoxon-Test): Bei Septemberschnitt veränderte sich die Deckung der Brombeere nicht wesentlich, lediglich das Jahr 2001 wies gegenüber 1997 auf eine tendenzielle Zunahme hin ($P < 0,06$). Bei alternierendem Schnitt war ab 2000 eine Abnahme gegenüber 1997 nachzuweisen ($P < 0,05$). Gleiches galt für den Julischnitt im Jahr 2000, für 1999 und 2001 handelte es sich lediglich um tendenzielle Abnahmen ($P < 0,06$).

4.5 Gesamtvegetation

Die Übereinstimmung zweier Vegetationsaufnahmen in Artenspektrum und Deckungsgraden wird mit dem Mass der Ähnlichkeit beschrieben, welche einen Wert von 0 bis 1 annehmen kann. Dieses praktische Vergleichsmass ermöglichte es für alle Dauerflächen, die Vegetationsdynamik von Jahr zu Jahr zu erfassen und im Vergleich der Mähtypen zu beurteilen, ob der Frühschnitt die Vegetation stärker veränderte als der Septemberschnitt. Der Vergleich der Jahrespaare 1997/98 und 1999/2000 in Abbildung 10 entspricht der Erwartung, dass der Frühschnitt die Vegetation stärker veränderte als der Septemberschnitt. Allerdings galt dieses Bild nicht für die ganze Versuchsdauer: Von 1998 auf 1999 veränderten sich die Julischnittflächen nicht stärker als die Septemberflächen, und von 2000 auf 2001 veränderten sich alle drei Mähtypen gleich stark – bei recht tiefen Ähnlichkeiten um die 50%. Das Ergebnis, dass sich die

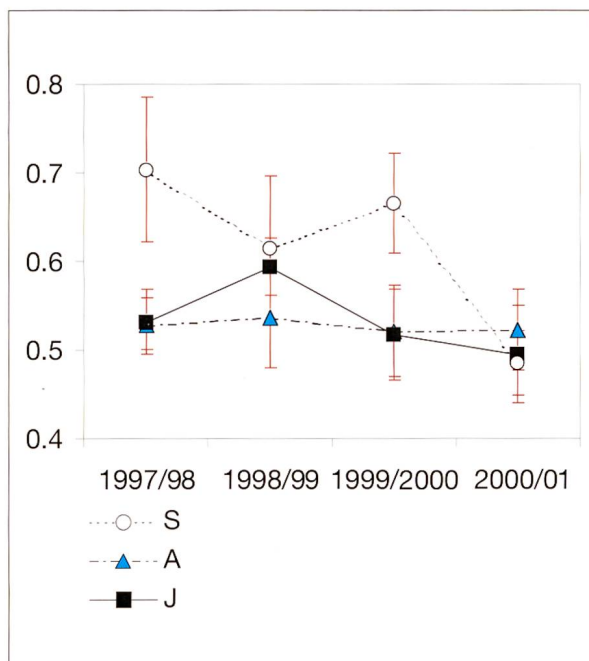


Abbildung 10:
Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen von Jahr zu Jahr, angegeben mit dem van der Maarel-Koeffizienten, sortiert nach den drei Mähtypen. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen.

Vegetation der Frühschnitt-Flächen nicht eindeutig anders entwickelte als jene der Septemberflächen, überrascht etwas angesichts der bisher gezeigten Auswertungen. In einem weiteren Schritt wurde es mittels einer Ordination überprüft und veranschaulicht.

Mit einer Ordination lässt sich die gegenseitige Ähnlichkeit mehrerer Vegetationsaufnahmen grafisch darstellen. Dazu werden die vorkommenden n Arten als Achsen eines n -dimensionalen Koordinatensystems aufgefasst, die Deckungsklassen fließen in die Koordinatenwerte ein. Über die Ähnlichkeit von Aufnahmen und Arten werden neue, künstliche Achsen berechnet, die einen möglichst hohen Anteil der Unterschiede erklären können. Die beiden wichtigsten Achsen können als zweidimensionales Streudiagramm dargestellt werden, in welchem die Vegetationsaufnahmen durch einen Punkt repräsentiert werden. Ähnliche Aufnahmen liegen im Streudiagramm nahe beieinander.

Abbildung 11 zeigt die Ordination aller Vegetationsaufnahmen von 1997 und 2001. Die beiden Achsen erklären zwar nur 16% der gesamten Varianz (laut WILDI 1992 gelten je nach Stichprobe 15–30% als üblich), dennoch sind einige Aussagen möglich. Klare Entwicklungstendenzen, die der Frühschnitt im Zeitraum von fünf Jahren bewirken würde, müssten in der Abbildung an einer typischen Richtung oder Länge der Pfeile erkennbar sein. Im Vergleich der verschiedenen Mähtypen von 1997 zu 2001 fällt jedoch kein Muster auf. Was bereits Abbildung 10 zeigt, wird hier bestätigt: Bei allen drei Mähtypen kamen sowohl grosse wie auch kleine Veränderungen vor. Das Ausmass der Veränderung (als Pfeillänge ersichtlich) schien nicht primär vom Mähtyp als eher von der Parzelle abzuhängen. Das selbe Resultat ergab sich, wenn die Vegetationsaufnahmen aller fünf Jahre separat für jede Parzelle ordiniert wurden: Die Veränderungen von Jahr zu Jahr liessen sich nicht mit dem Mähtyp in Zusammenhang bringen. Die eingestauten Parzellen entwickelten sich nicht anders als die Parzellen ohne Grundwassererhöhung.

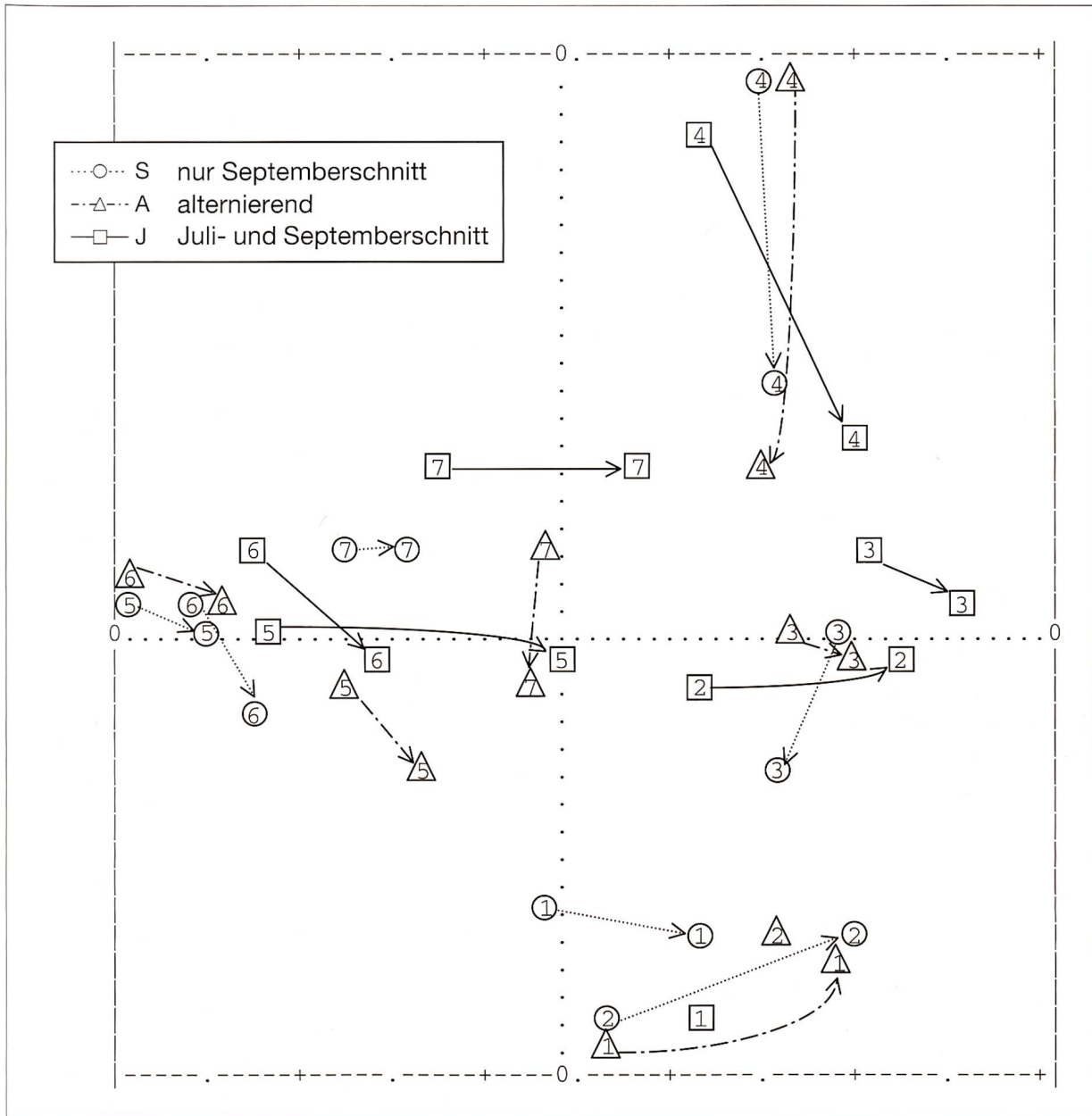


Abbildung 11:
 Ordination der Vegetationsaufnahmen von 1997 (Pfeilbeginn) und 2001 (Pfeilende). Die Nummern entsprechen den Flächensets in Tabelle 1. Die beiden Achsen zeigen in zwei Dimensionen die bestmögliche Unterscheidung der Vegetationsaufnahmen (Nummern). Sie zeigen die Hauptkomponenten der Ähnlichkeit, sind jedoch als «künstliche» Achsen nicht anschaulich zu verstehen. Aufnahmen in geringer graphischer Entfernung sind einander ähnlicher als Aufnahmen in grosser Entfernung. Die Horizontale erklärt 9%, die Vertikale 7% der Varianz. Die restlichen 84% der Unterschiede zwischen den Vegetationsaufnahmen können zweidimensional nicht dargestellt werden.

4.6 Verschilfung

4.6.1 Ausgangslage

In den sechs ausgewerteten Parzellen wuchsen 1997 bei Versuchsbeginn auf den Quadratmeterplots zwischen 0 und 112 Halmen (durchschnittlich 48 Halme) (Abbildung 12). Ab 50 Halmen pro Quadratmeter sprechen MARTI & MÜLLER (1993) von einer starken Verschilfung. Die mittlere Halmlänge pro Plot mass 54 bis 109 cm (durchschnittlich 79 cm). Die mit dem Modell ermittelte oberirdische Biomasse des Schilfs (Trockenmasse) betrug zwischen 0 und 536 g/m² (durchschnittlich 166 g/m²). Die drei Dauerflächen innerhalb einer Parzelle unterschieden sich in ihrer Verschilfung oft stark voneinander, im Extremfall bis um den Faktor 3. Eine Korrelation mit den Nährstoffzahlen der Zeiger-

wertanalyse liess sich nicht nachweisen. Die räumliche Variabilität der Verschilfung war sogar innerhalb der sechs aneinander grenzenden Plots einer Dauerfläche festzustellen, was sich in Abbildung 13 in beträchtlichen Standardabweichungen niederschlägt.

4.6.2. Einfluss des Schnittregimes

Während der fünf Versuchsjahre nahm die Halmdichte in den verschilften Parzellen tendenziell zu (Abbildung 13). Diese Entwicklung war unabhängig vom Schnittregime, denn die Differenzen zwischen den Jahren 1998–2001 und dem Ausgangswert 1997 wurden vom Mähtyp nicht signifikant beeinflusst (Tabelle 2). Keine klaren Tendenzen zeigten sich in den Zeitreihen von Halmlänge und Biomasse (Abbildung 13): Es waren Zunahmen, Abnahmen wie fluktuierende Werte zu erkennen.

Bei der Halmlänge und der daraus berechneten Schilfbiomasse ist ein Teil der jährlichen Änderungen vermutlich auf den unterschiedlichen Zeitpunkt der Feldaufnahmen zurückzuführen. Diese erfolgten

Abbildung 12:
Mit etwas mehr als 50 Schilfhalmen pro Quadratmeter ist diese Parzelle Ende Juni 2001 stark verschilft, die mittlere Halmlänge liegt jedoch mit 55 cm unter dem Jahresdurchschnitt des Spitzmädens von 69 cm.



zwar immer in den letzten Junitagen und damit möglichst spät vor dem Julischnitt, das Längenwachstum der Schilfhalme ist zu diesem Zeitpunkt aber bei weitem nicht abgeschlossen (HÜRLIMANN 1951, GÜSEWELL 1998). Da die Entwicklung der Vegetation in Abhängigkeit der Witterung von Jahr zu Jahr um mehrere Tage variieren kann, wurden die Schilfhalme jeweils nicht im selben Entwicklungsstadium gemessen, was die Vergleichbarkeit von Jahr zu Jahr etwas schmälert. Es ist im übrigen bekannt, dass die Länge des ausgewachsenen Halmes von Jahr zu Jahr stark variieren kann, was auch für die Halmdichte gilt (GÜSEWELL & KLÖTZLI 1997). Die Vergleichbarkeit unter verschiedenen Mähtypen ist trotz dieser Vorbehalte gewährleistet. Ungeachtet der wenig einheitlichen Zeitreihen wurden die Halmlänge und die Biomasse signifikant vom Faktor Mähtyp beeinflusst (Tabelle 2), was weiter unten für die Biomasse genauer betrachtet wird.

Die Tabelle 2 zeigt anstelle der errechneten P-Werte die üblichen Grenzen zur Beurteilung der Signifikanz. Werden die hier nicht dargestellten P-Werte der drei Faktoren jeweils miteinander verglichen, so weist der Faktor Plot den kleinsten P-Wert auf, der Faktor Mähtyp den grössten. Dies bedeutet, dass die räumliche Variabilität der Verschilfung (Einfluss des Ortes) statistisch deutlicher war als die zeitliche Variabilität (Einfluss des Jahres), die jährlichen Schwankungen ihrerseits waren deutlicher als der nachzuweisende Einfluss des Mähtyps.

Nachdem somit geklärt war, dass der Mähtyp die Entwicklung der Verschilfung beeinflusste, interessierte die Frage, welcher Mähtyp welche Veränderungen der oberirdischen Biomasse bewirkte. Dazu wurden die Daten für jeden Mähtyp einzeln ausgewertet (Abbildung 14). Und zur Beurteilung der Unterschiede zwischen den Mähtypen wurden diese paarweise für jedes Wirkungsjahr verglichen (Tabelle 3).

Unter herkömmlichem Septemberschnitt war die Schilfbiomasse in allen vier Jahren

| Faktor | df | Dichte | Halmlänge | Biomasse |
|--------|----|---------|-----------|----------|
| Mähtyp | 2 | ns | < 0,001 | < 0,001 |
| Jahr | 3 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Plot | 93 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |

Tabelle 2:
Einfluss der Mähtypen auf die Verschilfung in Bezug zu 1997. Angegeben sind die Signifikanz auf Grund einer ANOVA für wiederholte Messungen, ns = nicht signifikant. df = Freiheitsgrade. Die Resultate sind mit Vorbehalt zu werten, da ein Drittel der Datensätze keine gute Normalverteilung aufweist.

| Paar | d1998 | d1999 | d2000 | d2001 |
|-------|--------|-------|--------|--------|
| S – A | <0,05 | ns | <0,01 | <0,01 |
| A – J | <0,01 | ns | <0,001 | <0,001 |
| S – J | <0,001 | <0,05 | <0,001 | <0,001 |

Tabelle 3:
Paarweiser Vergleich der Mähtypen S (Septemberschnitt), A (alternierend) und J (Julischnitt) anhand ihrer Schilf-Biomassedifferenz zu 1997. Die Differenz des Jahres XXXX zu 1997 ist als dXXXX bezeichnet. Signifikanz der Paarvergleiche gemäss U-Test, ns = nicht signifikant.

signifikant grösser als 1997 (Abbildung 14). Ein besonders grosser Anstieg war 1999 zu verzeichnen, danach blieb der Wert auf erhöhtem Niveau. In den Flächen mit Julischnitt unterschieden sich alle Wirkungsjahre signifikant vom Startjahr. In den Jahren 1998, 2000 und 2001 wuchs weniger Biomasse als zu Beginn, 1999 war es mehr Biomasse. In den Flächen mit alternierendem Schnitt verfolgte die Entwicklung einen Mittelweg zwischen den beiden anderen Mähtypen. Gegenüber 1997 unterschieden sich der Wert von 1999 mit einer deutlich höheren Biomasse sowie der Wert von 2001 mit einer leicht höheren Biomasse.

In Paarvergleichen unterschieden sich die drei Mähtypen in fast allen Wirkungsjahren signifikant (Tabelle 3). Eine Ausnahme bil-

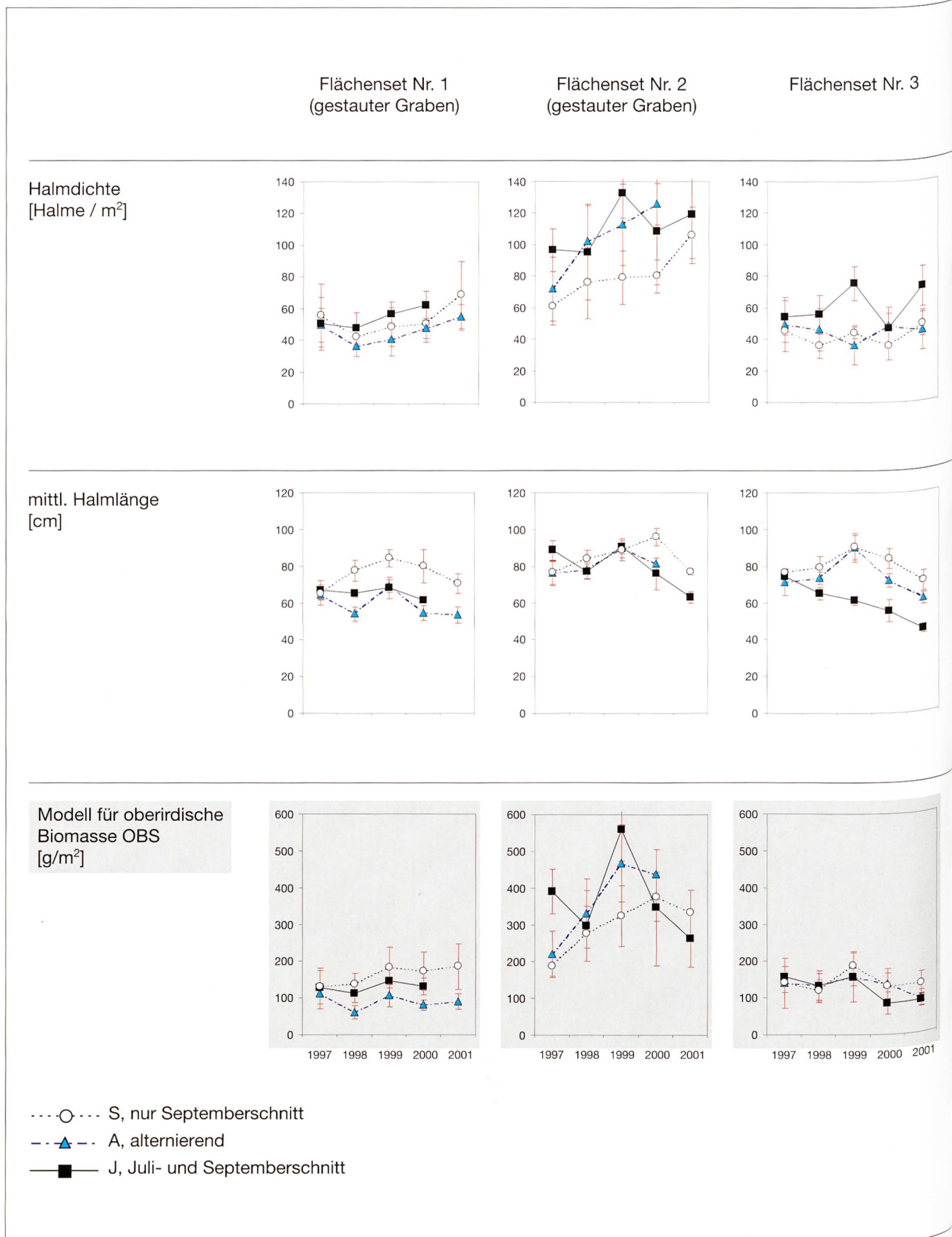


Abbildung 13:

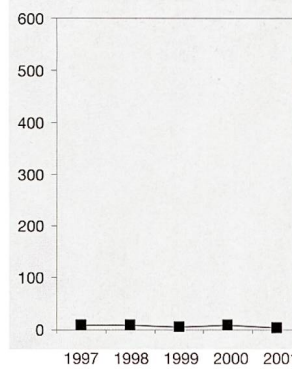
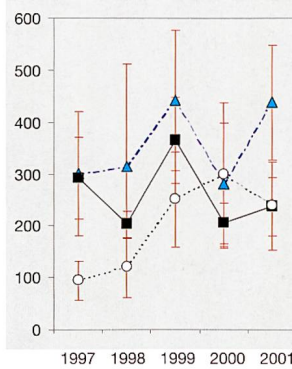
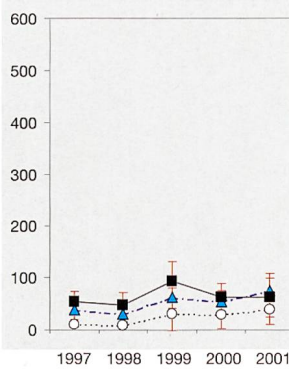
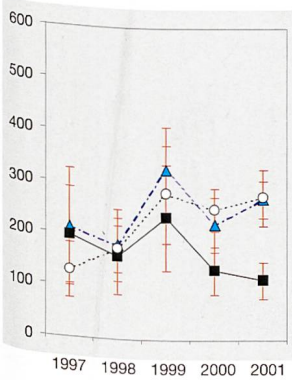
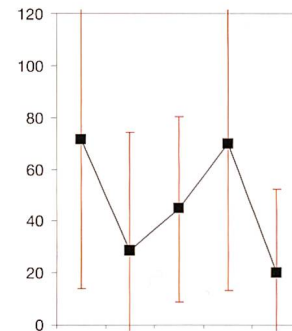
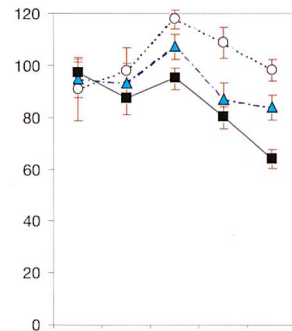
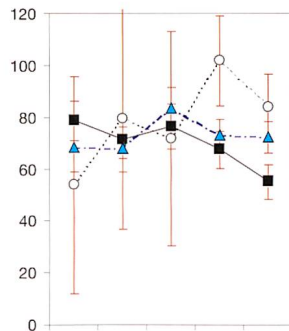
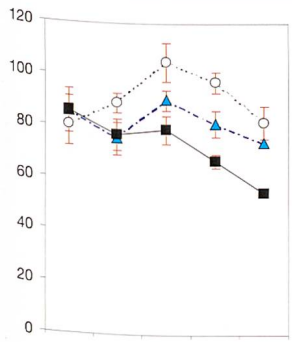
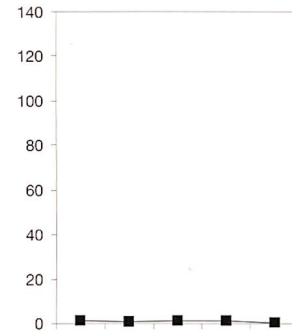
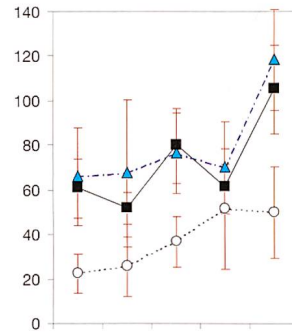
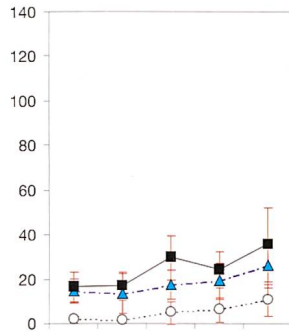
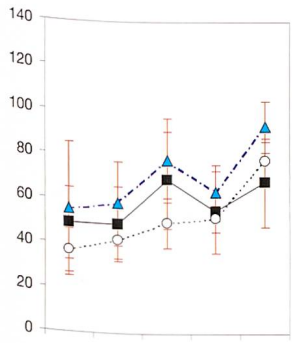
Entwicklung von Halmdichte, Halmlänge und oberirdischer Biomasse (mit Modell ermittelt) von Schilf in sieben Parzellen mit je drei Mähvarianten, Felddaufnahmen Ende Juni. Die Standardabweichungen illustrieren die kleinräumige Variabilität innerhalb der sechs 1 m²-Plots pro Dauerfläche.

Flächenset Nr. 4

Flächenset Nr. 5

Flächenset Nr. 6

Flächenset Nr. 7
(Schilf wächst nur auf
einer Versuchsfläche)

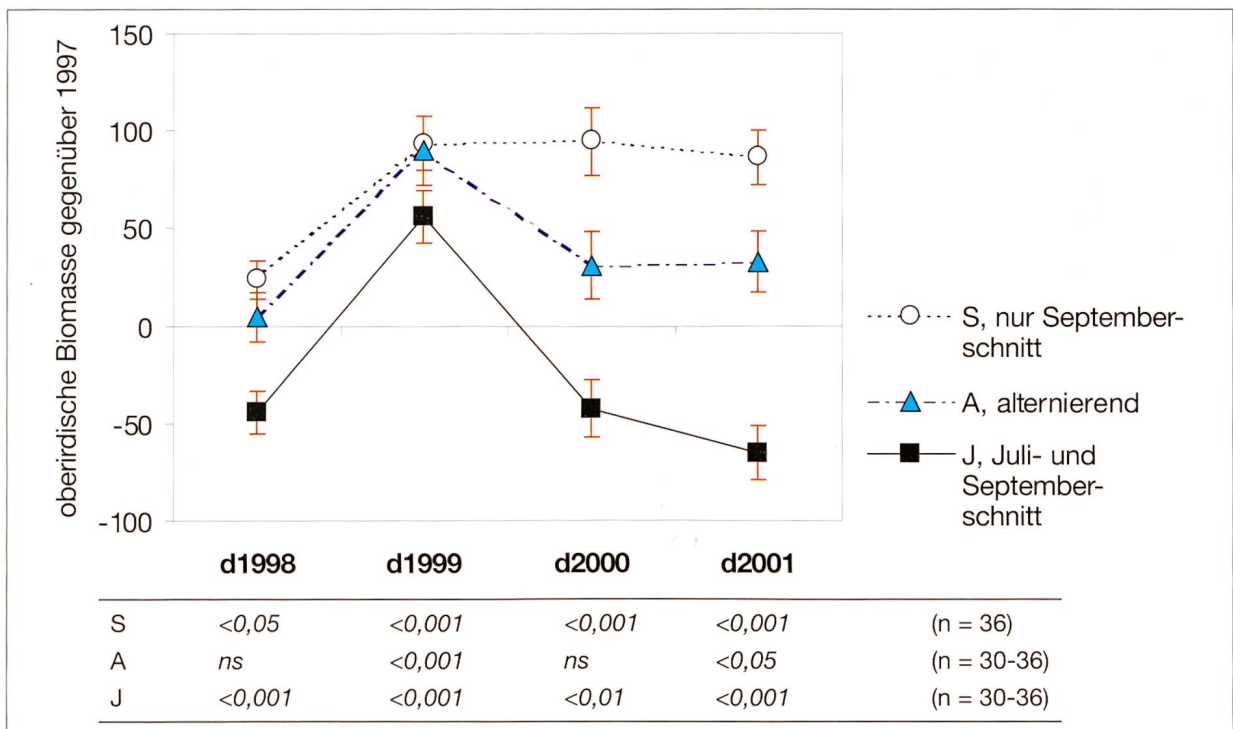


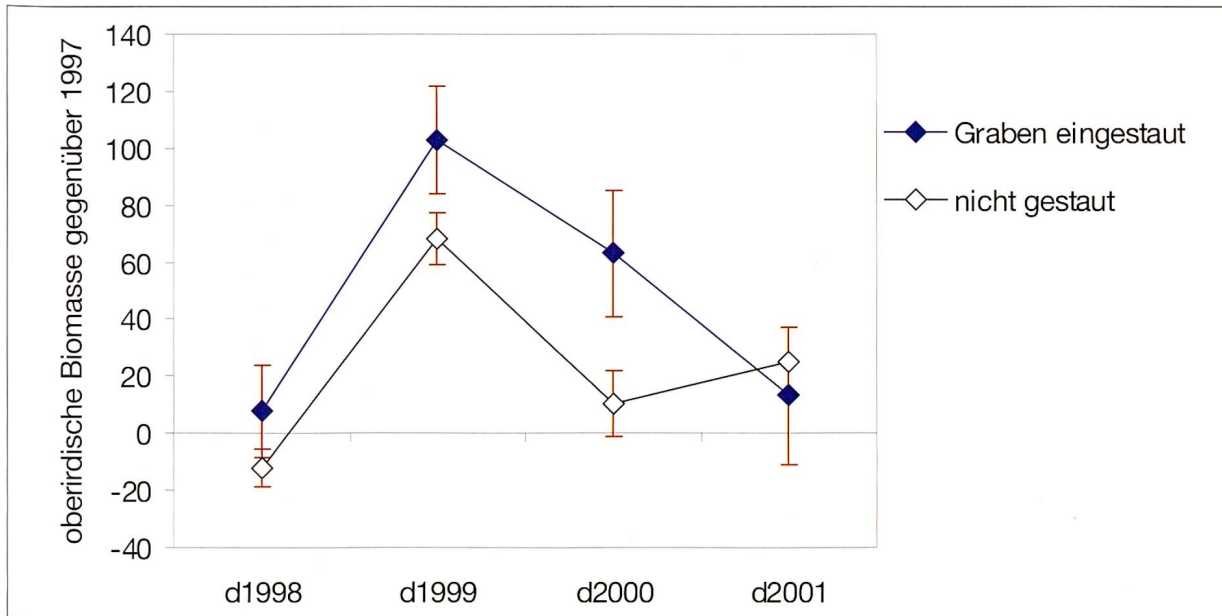
dete das Jahr 1999, welches für das Schilfwachstum besonders günstig war: Hier existierte ein nachweisbarer Unterschied nur zwischen den beiden Extremvarianten Septemberschnitt und Julischnitt. Offenbar hatte sich der Schilf beim alternierenden Schnitt im Vorjahr (1998 = Spätschnitt-Jahr) bereits wieder so stark regeneriert, dass kein deutlicher Unterschied zum regelmässigen Septemberschnitt mehr erkennbar war. Andererseits wirkte möglicherweise der Frühschnitt 1997 immer noch nach, so dass auch zu den Julischnitt-Flächen kein Unterschied resultierte.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt interpretieren:

- Das nasse Frühjahr 1999 förderte den Wuchs des Schilfs und erhöhte die Biomasse bei allen Mähtypen.
- Auf Flächen, die nur im September geschnitten wurden, war diese Wachstumsförderung von Dauer und zeigte sich auch in den beiden folgenden Jahren in erhöht bleibenden Biomassewerten.
- Auf Flächen mit Julischnitt reagierte die Biomasse bereits 1998 auf den Frühschnitt des vorigen Sommers und nahm ab. Das Schilf begünstigende Jahr 1999 wurde bereits im Folgejahr 2000 wieder kompensiert, die Biomasse blieb auch 2001 deutlich geringer als 1997.
- Die Flächen mit alternierendem Schnitt nahmen in allen Jahren eine Zwischenstellung ein. Das Frühschnittjahr 1997 wirkte sich nicht deutlich aus, das Spätschnittjahr 1998 mit dem wachstumsfördernden Frühling 1999 liess die Biomasse auf die Höhe der konstanten Septemberflächen ansteigen. Das zweite Frühschnittjahr (1999) dagegen liess die Biomasse im Folgejahr wieder absinken, nach dem Spätschnitt

Abbildung 14:
Veränderung der oberirdischen Biomasse, ausgedrückt als Differenz zwischen den Jahreswerten und dem Ausgangswert 1997, aufgeteilt nach Mähtypen. Als Streuungsmass ist der Standardfehler eingetragen.
Die Tabelle zeigt die dazugehörigen Signifikanzen gemäss Wilcoxon-Test zwischen dem jeweiligen Jahr und dem Startjahr 1997, ns = nicht signifikant.





2000 blieb die Biomasse gleich. Die Biomasse war 2001 somit immer noch höher als im Startjahr (wohl eine Folge des wüchsigen Jahres 1999), jedoch tiefer als bei konstantem Septemberschnitt.

Abbildung 15: Veränderung der oberirdischen Biomasse, ausgedrückt als Differenz zwischen den Jahreswerten und dem Ausgangswert 1997, aufgeteilt nach eingestauten und übrigen Flächen. Als Streuungsmass ist der Standardfehler eingetragen.

4.6.3 Einfluss der Grundwassererhöhung

Bei den Flächensets Nr. 1 und 2 wurde der Grundwasserstand durch den Einstau des angrenzenden Grabens auf 10–20 cm unter Terrain angehoben. Die Entwicklung dieser 6 vernässten Versuchsflächen wurde den 12 übrigen verschilften Versuchsflächen gegenübergestellt. Weder bei der Schilfdichte und der Halmlänge noch bei der Biomasse war ein Einfluss des Grabeneinstaus statistisch festzustellen (Tabelle 4). Die Abbildung 15 illustriert die Veränderungen der oberirdischen Biomasse von Schilf gegenüber dem Ausgangswert von 1997. Auch optisch ist keine auseinanderdriftende Tendenz der Kurven festzustellen. Eine weitere grafische Darstellung verdeutlicht, dass bereits bei Versuchsbeginn zwischen dem Grundwasserstand und der Verschilfung kein relevanter Zusammenhang zu erkennen war (Abbildung 16): Die Streudiagramme der ‹Höhe über Graben› gegenüber der Dichte, Halmlänge und Biomasse von 1997 zeigten keine Korrelationen.

| Faktor | df | Dichte | Halmlänge | Biomasse |
|---------|----|---------|-----------|----------|
| Einstau | 1 | ns | ns | ns |
| Jahr | 3 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Plot | 94 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |

Tabelle 4: Einfluss des Grabeneinstaus auf die Änderung der Verschilfung (Dichte, Halmlänge und Biomasse). Angegeben sind die Signifikanzen aufgrund einer ANOVA für wiederholte Messungen, ns = nicht signifikant. Die Resultate sind mit Vorbehalt zu werten, da ein Drittel der Datensätze keine gute Normalverteilung aufweist.

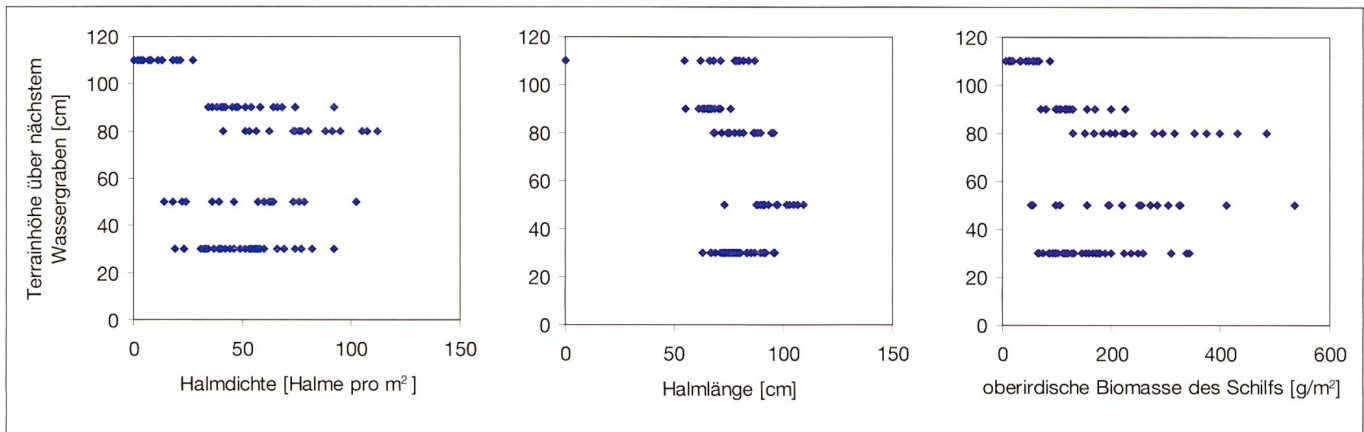


Abbildung 16: Streudiagramme der Terrainhöhe über Wasser im Verhältnis zu den verschiedenen Parametern der Verschilfung bei Versuchsbeginn 1997. Die sechs verschilften Flächensets liegen auf fünf verschiedenen Höhen (zwei Flächensets auf 30 cm Höhe, vgl. Tab. 1).

5. Diskussion

5.1 Taugt Frühschnitt gegen die Vergandung?

Der Mähtermin von Streuwiesen ist bei der Umsetzung des Flachmoorschutzes ein wichtiger Punkt (für den Kanton St.Gallen vgl. MÜLLER 1997). Die Mahd beeinflusst nicht nur das Vegetationsgefüge und entscheidet über die Absamung der Pflanzen, sie bestimmt auch die Dauer und Qualität des Lebensraums für Insekten und andere Kleintiere. Es war daher in den Versuchen neben den erhofften Auswirkungen eine wesentliche Frage, ob sich der Frühschnitt im Zeitraum von vier Wirkungsjahren negativ auf die Vegetation auswirkte. Auswirkungen auf die Fauna konnten nicht überprüft werden.

Die Vegetationsdynamik auf den Versuchsflächen entsprach nur ausnahmsweise der Erwartung, dass der Frühschnitt grössere Vegetationsänderungen bringen würde. Sei es bei September-, Juli- oder alternierendem Schnitt, die Ähnlichkeiten von Jahr zu Jahr waren bei allen Mähtypen oft nur gering. Die Vegetation veränderte sich in bemerkens-

wertem Ausmass auch auf jenen Flächen, wo gegenüber dem bisherigen Septemberschnitt keine Änderung erfolgte (Nullflächen). Die Veränderung der Nullflächen während der fünf Untersuchungsjahre bestätigte sich in mehreren Aspekten: Die Artenzahl blieb zwar etwa konstant, die magerkeitszeigenden Arten jedoch waren einem signifikanten Rückgang unterworfen. Nährstoffzeiger unter den Sumpfpflanzen wurden stärker; gleichermassen zeigte die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) teilweise eine leichte Zunahmetendenz. Auch die Verschilfung nahm während der Untersuchung zu. Der Schluss liegt nahe: Offenbar schritt die Verarmung der Streuwiesen unter dem bisherigen Septemberschnitt weiter fort. Die Nullflächen standen während der Untersuchung mitten in der negativen Entwicklung und hatten noch keinen stabilen Zustand erreicht.

Die Frühschnittflächen entwickelten sich während der Versuchsjahre ebenfalls, allerdings eher in positivem Sinne: Sowohl beim Julischnitt als auch beim alternierenden Schnitt zeigte sich eine gewisse Tendenz zur Artenanreicherung. Magerkeitsarten nahmen beim Julischnitt tendenziell zu, beim alternierenden Schnitt blieben sie etwa gleich. Der Julischnitt liess die Nährstoffzeiger unter den Sumpfpflanzen zurückgehen und schwächte teilweise die Hechtblaue Brombeere; der Rückgang der Brombeere war auch bei alternierender Mahd festzustellen. Die besonders interessierenden Arten der

Roten Liste liessen keine bewertbare Entwicklung erkennen; bei lediglich sechs vorkommenden Arten war der Untersuchungszeitraum vermutlich zu kurz.

Eine analoge Bewertung der Mähtypen ergab sich bei der Nährstoffzahl der Zeigerwertanalyse, denn auf eutrophierten Standorten sind abnehmende Nährstoffzahlen positiv zu beurteilen: Mit Septemberschnitt blieb das Nährstoffniveau der Dauerflächen konstant, die beiden Fröhschnitt-Mähtypen bewirkten dagegen ab dem ersten Wirkungsjahr eine Senkung der Nährstoffzahl. Diese Abnahme ist äusserst positiv zu bewerten, denn als Folge des frühen Schnitts hätten auch Fettwiesenarten zunehmen oder einwandern und so die Nährstoffzahl ansteigen lassen können. BRIEMLE (1988) berichtet von einem solchen Effekt bei Fröhschnitt auf vorherigen Brachflächen. In den vorliegenden Versuchen ist es denkbar, dass der Rückgang der Nährstoffzahl bei Fröhschnitt auf eine effektive Ausmagerung des Bodens zurückging. In Versuchen von GÜSEWELL et al. (2000b) erhöhte Fröhschnitt den Export von Stickstoff um bis zu 29%, von Phosphor um bis zu 113%. Der Biomasseertrag war dabei allerdings nicht erhöht. Auf den Julischnitt-Flächen im Spitzmäder wies der optische Eindruck im Feld klar auf eine Ausmagerung hin. Namentlich auf der Julischnitt-Fläche des Flächensets Nr. 3 war der Aufwuchs Anfang Juli 2001 so spärlich, dass sich ein früher Schnitt angesichts des geringen Streueertrags eigentlich nicht mehr lohnte; Gleiches galt für den zweiten Aufwuchs im Herbst. Ähnlich berichten KAPFER & PFADENHAUER (1986) von Pfeifengras-Streuwiesen, in denen es nach einem Sommerschnitt während der restlichen sechs bis acht Wochen der Vegetationsperiode zu keinem nennenswerten (d.h. schnittfähigen) Wiederaustrieb mehr komme. Auf den alternierend gemähten Flächen war eine solche <zu magere> Situation nicht anzutreffen, obschon auch hier gegenüber den Septemberflächen teilweise eine Ausdünnung auftrat. Die Beobachtung

gilt auch für die Streuwiesen ohne ausgeschiedene Versuchsflächen, wo man 1997 als Sofortmassnahme auf alternierenden Schnitt umstellte: Die meisten von ihnen waren weiterhin so produktiv, dass ein alternierender Julischnitt von der Biomasse her zu rechtfertigen war.

Bei der Verschilfung bewirkte der Fröhschnitt im Vergleich zum Septemberschnitt bereits nach dem ersten Wirkungsjahr einen Rückgang, im Verlaufe des Versuchs verstärkte sich der Effekt (Abbildung 17). Diese rasche Reaktion überrascht angesichts der Untersuchungen von GÜSEWELL (1998), wo zwei Fröhschnittjahre keinen Rückgang der Schilfbiomasse bewirkten. Erst im vierten Versuchsjahr war die Biomasse auf Flächen mit Fröhschnitt erstmals niedriger als auf Kontrollflächen (GÜSEWELL 2002). Bei Halmdichte und -länge war auch im vierten Versuchsjahr kein Einfluss erkennbar (GÜSEWELL et al. 2000a). Der Rückgang der Verschilfung, d.h. der modellierten Schilfbiomasse, im Spitzmäder war vorwiegend auf den Rückgang der Halmlänge zurückzuführen. Wenigstens BRIEMLE (1988) berichtet von einem ähnlichen Erfolg des Fröhschnitts innert 4–6 Jahren, allerdings fanden die Untersuchungen auf vorherigen Brachflächen statt.

Trotz Erfolg des Fröhschnitts war die kleinräumige und zeitliche Variabilität der Verschilfung wesentlich grösser als der Einfluss des Mähtyps (wie bei GÜSEWELL et al. 2000a, GÜSEWELL 1998). Faktoren wie die Witterung, Konkurrenz oder Populationsprozesse sind von grosser Bedeutung, so dass zum Beispiel im Jahr 1999 selbst bei Fröhschnitt eine gegenüber 1997 erhöhte Verschilfung festzustellen war. Das besonders schilffreundliche Jahr vermochte mindestens zwei Jahre nachzuwirken, denn die Verschilfung war bei alternierendem Schnitt noch im Jahre 2001 erhöht gegenüber dem Startjahr 1997.

Anders als bei den Standortanalysen von GÜSEWELL & KLÖTZLI (1998) liessen

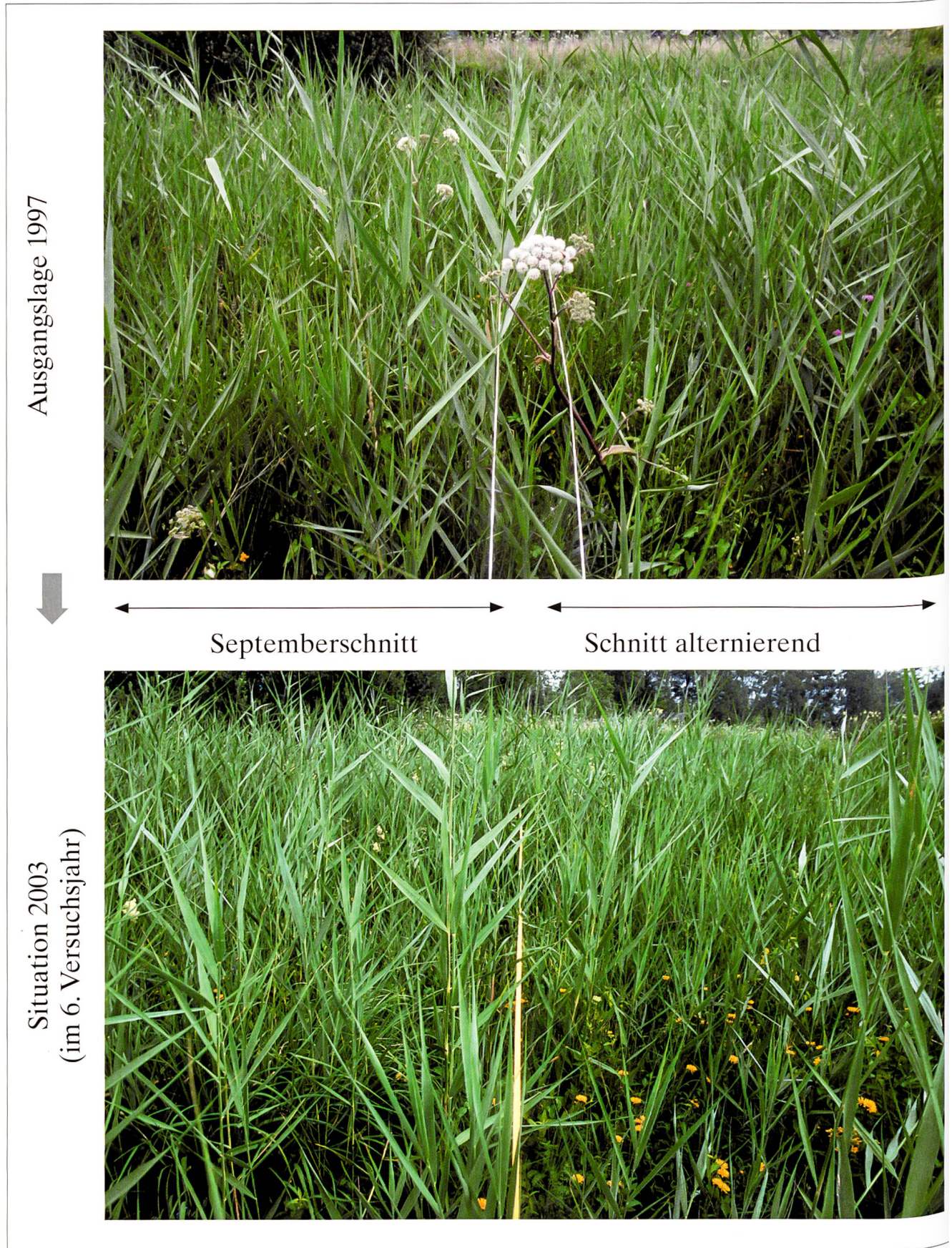


Abbildung 17:
Blick auf die Bewirtschaftungsgrenzen eines Flächensets bei Versuchsbeginn 1997 (oben) und im Jahr 2003 (unten), jeweils Ende Juni. Die Bewirtschaftungsgrenzen sind als helle Bänder erkennbar. Man sieht deutlich die Reduktion der Schilflänge bei Julischnitt (ganz rechts).



Schnitt alternierend

Julischnitt



sich im Spitzmäder keine Korrelationen zwischen der oberirdischen Schilfbiomasse und den Nährstoffzahlen finden. Dies geht vermutlich auf die geringe Spannweite der vorkommenden Nährstoffzahlen zurück. Da die Nährstoffzahlen auf Frühschnitt-Flächen klare Abnahmetendenzen zeigten, besteht Hoffnung auf einen weitergehenden Rückgang der Verschilfung.

5.2 Einfluss eines erhöhten Grundwasserspiegels

Der erhöhte Grundwasserspiegel führte kaum zu nennenswerten Unterschieden gegenüber jenen Versuchsflächen ohne Eingriff in den Wasserhaushalt. Es war keine gerichtete Vegetationsentwicklung festzustellen, die von anderen Versuchsflächen abwich. Die Verschilfung blieb im Rahmen der übrigen Flächen, die Artenzahl ebenso. Ein Einfluss auf die Magerarten war statistisch nicht vorhanden, obschon die Schmalblättrige Flockenblume (*Centaurea angustifolia*) und teilweise der Weiden-Alant (*Inula salicina*) eindeutig durch die Grundwassererhöhung geschwächt wurden. Die Vernässung der Streuwiesen ist damit mehr oder weniger neutral zu bewerten, für einzelne Arten sogar negativ. Die erhoffte Dämpfung des hohen Nährstoffniveaus wirkte sich in der Vegetationszusammensetzung nicht in erkennbarem Masse aus, was mit dem persönlichen Eindruck der Streuemenge übereinstimmt. Falls der Torfabbau im Spitzmäder trotz der mächtigen Lehmauflage wirklich zu der in Kapitel 2 vermuteten Grundwasserabsenkung und Eutrophierung geführt hatte, so liessen sich die Auswirkungen innerhalb der Versuchsdauer nicht rückgängig machen. Möglicherweise hätte eine weniger weit gehende Vernässung, etwa mit einem Wasserstand von 30–40 cm unter Terrain, zu anderen Resultaten geführt und insbesondere die erwähnten Arten geschont.

6. Schlussfolgerungen

Bei den bisherigen Bewirtschaftungsversuchen bleiben etliche Fragen offen, und die kurze Versuchsdauer von 5 Jahren erlaubt keine eindeutige Prognose für die mittel- bis längerfristige Wirkung der Bewirtschaftung auf die Vegetationsentwicklung. Die Resultate erlauben dennoch Empfehlungen für die weitere Bewirtschaftung der Streuwiesen im Naturschutzgebiet Spitzmäder. So soll der ausschliessliche Septemberschnitt bis auf weiteres nicht mehr praktiziert werden, da er vermutlich zu einer weiteren Verarmung der Vegetation führen würde. Die beiden Frühschnitt-Mähtypen haben sich im allgemeinen bewährt. Die erwünschten Wirkungen auf Schilf, Nährstoffzeiger und Magerarten waren beim Julischnitt stärker als beim alternierenden Schnitt, allerdings wurde der Streueertrag zu gering für eine lohnenswerte Nutzung. Deshalb soll der seit 1997 betriebene alternierende Schnitt in allen Streuwiesen weitergeführt werden.

Sofern die Biomasseproduktion in einigen Jahren selbst bei alternierendem Schnitt stark zurückgeht, so ist neben der Rückkehr zum regelmässigen Septemberschnitt (mit der Gefahr der erneuten Vergandung) auch die Möglichkeit eines einmaligen Schnittes mit wechselnden Zeitpunkten August und September zu prüfen. Beim Augustschnitt ist der Nährstoffexport grösser als im September, zudem können gewisse unerwünschte Arten wie Schilf oder Brombeere besser im Zaum gehalten werden. Die Auswirkungen des Frühschnittes auf die Fauna wurden im vorliegenden Projekt nicht untersucht. Einige Anliegen des Insektenschutzes werden jedoch erfüllt, indem der Frühschnitt nur alternierend erfolgt, die jeweiligen Frühschnittflächen mosaikartig über das Naturschutzgebiet verteilt sind und jährliche Altgrasinseln über Winter stehen bleiben.

Für gesicherte Empfehlungen und für Aussagen zur weiteren Vegetationsentwicklung ist es erforderlich, die Mähversuche mit den drei Mähtypen weiterzuführen.

Die Auswirkungen können einerseits rein optisch verfolgt werden. Andererseits wird es dadurch möglich, die Detailaufnahmen von Vegetation und/oder Verschilfung zu einem späteren Zeitpunkt zu wiederholen und die Entwicklung fundiert zu beurteilen. Erneute Detailaufnahmen haben den zusätzlichen Nutzen, dass sie eine *Erfolgskontrolle Vegetation* für das Naturschutzgebiet darstellen: Von den alternierend gemähten Versuchsflächen kann man aufgrund der analogen Bewirtschaftung auf die Vegetationsentwicklung des gesamten Spitzmäders schliessen. Es ist daher beabsichtigt, die Dauerflächen etwa im Jahre 2006 wieder zu untersuchen.

Der Einstau eines Grabens zur Erhöhung des Grundwassers bewährte sich in den Versuchen für die Vegetation nicht. Für Amphibien und Wasservögel war die Vergrösserung von Wassertiefe und -fläche jedoch mutmasslich positiv. Anstatt den Wasserspiegel auf das vorherige Niveau bei 85 cm unter Terrain abzusenken, wird zukünftig eine Zwischenlösung mit einem Einstau bei rund 40 cm unter Terrain angewandt. Diese Lösung beseitigt für die Vegetation voraussichtlich die negativen Aspekte der Vernässung, erhält aber einen frischeren Charakter der Parzelle. Von weiteren Einstauvorrichtungen als Massnahme gegen die Verschilfung wird abgeraten. Auf artenärmeren Waldsimsenfluren können Stauungen allerdings eine sinnvolle Massnahme sein, um Flachwasserzonen zugunsten von Amphibien, Watvögeln und Libellen zu schaffen.

Die Ergebnisse aus dem Naturschutzgebiet Spitzmäder können nicht eins zu eins auf andere verschilfte Flachmoore übertragen werden. Der Spitzmäder ist als gestörtes Flachmoor zu betrachten, dessen Vegetation durch den Torfabbau verändert wurde. Die frühere Bewirtschaftung aus den 1970er Jahren, als die Streuwiesen noch weniger produktiv als heute wuchsen, gab zudem Anhaltspunkte dafür, dass der Frühschnitt unter den heutigen, eutropheren Bedingun-

gen eine plausible Bewirtschaftung darstellen könnte. Ob andere Artengemeinschaften in anderen Flachmooren sensibler auf den Frühschnitt reagieren, muss offen bleiben. Es ist auch zu bedenken, dass andere Untersuchungen keinen derart schnellen Einfluss des Frühschnitts auf die Verschilfung nachweisen konnten. Aufgrund der ermutigenden Ergebnisse aus dem Spitzmäder ist es allerdings in verschilften Flachmooren zu prüfen, ob ein zusätzlicher Frühschnitt allenfalls in Frage kommt, um gegen die Verschilfung anzugehen und die eutrophierte Streue über einige Jahre auszumagern.

Verdankungen

Der Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten, machte 1996 auf die fortschreitende Vergandung im Naturschutzgebiet Spitzmäder aufmerksam und schlug mögliche Gegenmassnahmen vor. Die Gemeinde Oberriet gab schliesslich das hier vorgestellte Projekt in Auftrag. Die Finanzierung erfolgte durch die Gemeinde und den Lotteriefonds des Kantons St.Gallen. Der Verein Pro Riet Rheintal unterstützte die vorliegende Veröffentlichung. Der Autor dankt den beteiligten Körperschaften und den Landwirten für ihren Beitrag zum Gelingen des Projektes.

Literatur

- BRAUN-BLANQUET J. (1964) : Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Springer Verlag, Berlin, Wien, New York.
- BRIEMLE, G. (1988): Erfolge und Misserfolge bei der Pflege eines Feuchtbiotops – Anwendbarkeit ökologischer Wertzahlen. – *Telma* 18, 311–332.
- BRÜLISAUER, A. (1996): Zu den Ursachen der Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland. Forschungsbericht zuhanden BUWAL. – Geobotanisches Institut ETH, Zürich. 78 S. (Polykopie).
- GÜSEWELL, S. (1997): Evaluation and management of fen meadows invaded by common reed (*Phragmites australis*). – Dissertation ETH, Zürich. 173 S.
- (1998): Does mowing in summer reduce the abundance of common reed (*Phragmites australis*)?. – *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 64, 23–35.
- GÜSEWELL, S. & KLÖTZLI, F. (1997): Measuring the abundance of *Phragmites communis* Trin. in wet meadows – a methodological investigation. – *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 63, 11–24.
- (1998): Abundance of common reed (*Phragmites australis*), site conditions and conservation value of fen meadows in Switzerland. – *Acta Botanica Neerlandica* 47, 113–129.
- (2002): Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland. – Forschungsbericht zuhanden BUWAL. Geobotanisches Institut ETH, Zürich. 66 S. (Polykopie).
- GÜSEWELL, S., LE NÉDIC, C. & BUTTLER, A. (2000a): Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. – *Wetlands Ecology and Management* 8, 375–389.
- GÜSEWELL, S., ZORZI, A. & GIGON, A. (2000b): Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? – *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 66, 11–24.
- GÜTTINGER, R., HUGENTOBLER, I., MARTI, K., SCHLEGEL, J., SCHMID, H. & WEBER, U. (1994): «Synthesebericht», Grundlagen und Perspektiven zum Schutz der Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder im St.Galler Rheintal. – Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 128 S. + Anhang (Polykopie).
- HÄFELFINGER, S. (1989): Ökologische Analysen der Pflanzenerhebungen im Spitzmäder. – Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 15 S. (Polykopie).
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz 30. Huber, Bern. 232 S.
- KAPFER, A. & PFADENHAUER, J. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen zur Pflege von Pfeifengras-Streuwiesen. – *Natur und Landschaft* 61, 428–432.
- KLÖTZLI, F. (1986): Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich 87, 343–361.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel 64, Zürich. 208 S.
- (1991): Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 185 S.
- MARKS, M., LAPIN, B. & RANDALL, J. (1994): *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management and monitoring. – *Nat. Areas J.* 14, 285–294.
- MARTI, K. & MÜLLER, R. (1993): Überprüfung des Pufferzonen-Schlüssels der BFÖ (1986) auf seine Wirksamkeit in der Praxis. – Bericht zuhanden des Amtes für Raumplanung des Kantons Zürich, Zürich.
- MÜLLER, C. (1997): Inventarisierung und Schutz der Moore (Kantone St.Gallen und beide Appenzell). – *Berichte der St.Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft* 88, 67–79.
- SCHLEGEL, J., WEBER, U., GÜTTINGER, R. & HUGENTOBLER, I. (1997): Die Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder. – *Berichte der St.Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft* 88, 243–308.
- WALDBURGER, E. (1988): Artenlisten und ausgewählte Artkartierungen in den 26 Teilflächen des Naturschutzgebietes Spitzmäder. – Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten (Polykopie).
- WILDI, O. (1992): Interpretation pflanzenökologischer Daten. Unterlagen zur Vorlesung. – Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf. 95 S. (Polykopie).