

Einleitung und Problemstellung

Objektyp: **Chapter**

Zeitschrift: **Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich**

Band (Jahr): **127 (1996)**

PDF erstellt am: **22.07.2024**

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.

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die Erhaltung oligotropher Kleinseggenrasen mit hoher Artenvielfalt ist ein erklärtes Ziel des Naturschutzes. Mit Schutzanordnungen des Gemeinwesens wird heute der direkten Zerstörung von Schutzobjekten durch Trockenlegung, Umbruch oder Düngung wirksam entgegengetreten. Indirekte Düngung kann durch mangelnde Pflege, Laubfall aus naheliegenden Wäldern, eutrophiertes Grundwasser, Rückstau von eutrophiertem Grabenwasser, Einschwemmung aus benachbartem Kulturland oder auch durch die Bewirtschaftung mit zu schweren Maschinen ausgelöst werden (KLÖTZLI 1979). Das Problem der Verbrachung kann ebenfalls durch Schutzanordnungen und Bewirtschaftungsbeihilfen wenigstens teilweise entschärft werden. In jüngerer Zeit wirkt auch der durch die Luftverschmutzung verursachte atmosphärische Stickstoffeintrag als indirekte Düngung. Sein Einfluss auf die Vegetation ist allerdings noch zuwenig klar (ZOBRIST 1983). ELLENBERG (1985) nennt für Deutschland jährliche Einträge von 20 bis 68 kg Stickstoff pro Hektar, BÜCKING (1993) von 10 bis 35 kg. In den Niederlanden sind es bis zu 200 kg Stickstoff pro Hektar (KREUTZER 1989). Gemäss Schätzungen des BUWAL werden in der Schweiz ca. 40 kg Rein-Stickstoff pro Hektar und Jahr aus der Atmosphäre auf dem Boden deponiert (BUNDI et al. 1993). Dies kann die Nitrat-Auswaschung über das Grundwasser erheblich verstärken und zur Bodenversauerung beitragen (BUNDI et al. 1993). BUNDI und Mitarbeiter vermuten zudem, dass der Nährstoffhaushalt der Pflanzen insgesamt aus dem Gleichgewicht gebracht oder stickstoffbedürftige Arten einseitig gefördert werden könnten. Der Nährstoffeintrag aus benachbartem Kulturland stellt ein weiteres ungelöstes Problem für die Konservierung oligotropher Feuchtgebiete dar. Damit befasst sich die vorliegende Arbeit.

Kleinseggenrasen sind oft von Brachflächen oder intensiv genutzten Wirtschaftsflächen umgeben. In beiden Fällen können Nährstoffe in die Kleinseggenrieder eindringen. Häufig bilden sich an der Grenze zum Kulturland Hochstaudenfluren aus, die oft von *Filipendula ulmaria*, *Carex acutiformis* und *Lysimachia vulgaris* dominiert werden. Wird die "Filterkapazität" des Hochstaudensaums überschritten, nimmt die Vitalität der Hochstauden zu (KLÖTZLI 1979). Diese können jährlich um eine gewisse Distanz ins Ried einwandern (BOLLER-ELMER 1977), was zur Umwandlung des gesamten Bestandes führen kann (KLÖTZLI 1967; WILDI und KLÖTZLI 1978). BOLLER-ELMER

(1977) nennt den Stickstoffgehalt als limitierenden Faktor für die Produktivität am Rand des Rieds. Im Riedinnern fand sie in einigen Bodenproben jedoch erhöhte Stickstoffgehalte, welche nicht mit einer gesteigerten Produktivität gekoppelt waren. Der Stickstoffgehalt war in diesen Fällen nicht der limitierende Faktor. VERHOEVEN et al. (1983) fanden in niederländischen mesotrophen Flachmooren, die durch eutrophes Grundwasser gedüngt wurden, Stickstoff und Phosphor als limitierende Faktoren, während auf den Heuwiesen Kalium die Biomasseproduktion begrenzte. EGLOFF (1986) betont die Bedeutung des Phosphors für Eutrophierungsvorgänge und hebt hervor, wie wichtig das Fernhalten desselben beim Schutz von Feuchtgebieten ist. Eine Phosphordüngung kann ihre Wirkung jedoch nur bei ausreichendem Stickstoffangebot entfalten (EGLOFF 1983). Die Aushagerung von eutrophierten Flächen ist ein nicht gelöstes Problem. Der Nährstoffaustrag kann durch einen früheren bzw. häufigeren Schnitt erhöht werden, was jedoch meist nicht zur Ausgangsvegetation zurückführt (EGLOFF 1986). Trotzdem sind aus naturschützerischer Sicht auch kurzfristige, einfache Renaturierungen wertvoll, da sich einige typische Vertreter der ursprünglichen Vegetation ansiedeln können (KLÖTZLI 1991). Regenerationen, d.h. Rückführungen in typische, natürliche bzw. naturnahe Verhältnisse können für kompliziert gereifte Ökosysteme wie Hochmoore oder bestimmte Formen von anthropogenem Grünland einen Zeitraum von mehreren hundert Jahren in Anspruch nehmen (KLÖTZLI 1991). Bei KLÖTZLI (1991) wird das Thema ausführlich diskutiert.

Die Diskussion um die Ausdehnung von Puffer- oder vielmehr Umgebungsschutzzonen dauert in Naturschutzkreisen an. Umgebungsschutzzonen sollten langfristig sämtliche lateral eingetragene Nährstoffe auffangen: Durch ihre Bewirtschaftung sollten gleich viele Nährstoffe abgeführt werden, wie aus dem Umland einsickern. In der Praxis bedeutet dies meist ein Düngeverbot, was zu massiven Ertragseinbußen für die Landwirtschaftsbetriebe führen kann. Der Konflikt ist vorprogrammiert. Deshalb sollte bei der Ausscheidung der Umgebungsschutzzonen versucht werden, diese möglichst schmal zu halten, so dass sie ihre Funktion gerade eben noch erfüllen können. Ein erster Vorschlag für den Kanton Zürich wurde Mitte der 80er Jahre von der BfÖ (1986) erarbeitet. Im Rahmen der eidgenössischen Moorschutzgesetzgebung traten bei seiner Anwendung Unsicherheiten auf, die dazu führten, dass das Problem erneut bearbeitet wurde (HUBER 1990; HEEB und MOSIMANN 1991). Das Ökozentrum Schattweid (STAMM 1992) überprüfte in Zusammenarbeit mit der ETHZ (BLASER und STÄHLI 1991; HIRT und WEBER 1991) die unterschiedlichen Verfahren und schlug ein differenziertes Vorgehen vor.

Unabhängig von der Art der Ausscheidung muss die Wirksamkeit einer Umgebungsschutzzone von Zeit zu Zeit überprüft werden. Dabei müssen Eutrophierungsvorgänge in der Umgebungsschutzzone selbst und im Kerngebiet des Rieds so früh erkannt werden, dass der Eutrophierungsprozess gestoppt werden kann, bevor eine nicht mehr umkehrbare Veränderung der Bestände, eine Sukzession, eingetreten ist.

EGLOFF (1987) weist auf die Gefahr hin, dass Eutrophierungen erst nach Eingriffen in den Wasserhaushalt oder nach einem trockenen Sommer erkannt werden könnten. Die Bestände der meisten Arten unterliegen jährlichen Schwankungen. Daher manifestieren sich Eutrophierungsvorgänge in den Deckungsgraden der Pflanzen mit erheblichen Verzögerungen. KRÜSI (1981) rechnet dafür etwa 10 Jahre. Vegetationsveränderungen als Folge einer Eutrophierung können mit der verbreiteten Aufnahmemethode nach BRAUN-BLANQUET kaum innerhalb nützlicher Frist erfasst werden (PFADENHAUER 1987). Selbst Individuenzählungen eignen sich nur bedingt für die kurzfristige Erfassung von Eutrophierungsvorgängen (EGLOFF 1986, KRÜSI 1981). KRÜSI schlägt eine phänologische Überwachung der Bestände vor, allerdings ohne auszuführen, wie dies praktisch umgesetzt werden sollte. PFADENHAUER (1987) empfiehlt für die kurzfristige Erfassung von Eutrophierungen die Erhebung der Blütenmenge und -vielfalt sowie der Sprosshöhe und -dichte dominanter Arten. EGLOFF (1986) erstellt eine Liste von sogenannten "Warnarten", die auf Eutrophierung stark reagieren (vgl. Tab.1).

In oligotrophen Feuchtgebieten wurden verschiedentlich Arbeiten über die Reaktion einzelner Arten auf Verbrachung und Nährstoffversorgung gemacht, wobei naturschützerische Aspekte meist im Vordergrund standen. ZACHARIAS et al. (1988) vermuten, *Filipendula ulmaria* werde durch Beschattung gefördert. Diese Art lässt sich durch einen zweimaligen Schnitt im Juni und September relativ leicht wieder zurückdrängen (WOLF et al. 1984). GANZERT (1984) findet bei *Schoenus ferrugineus* keinen Einfluss der Witterung auf Fruchtbarkeit, Sprosshöhe und Bestandesdichte. ANDRES et al. (1987) untersuchten die Wirkung von Brachen auf Arten des Kleinseggenrieds. Für *Schoenus nigricans* auf der Brache verzeichnen sie eine vergleichsweise geringere Sprossdichte und einen höheren Wuchs, was sie auf die veränderten Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse zurückführen. Feuchtere Flächen weisen Ende Mai mehr blühende Sprosse pro Flächeneinheit auf als trockenere Flächen. *Juncus subnodulosus* wird auf der Brache dichter und höher. Bei *Spiranthes aestivalis*, *Orchis incarnata* und *Epipactis palustris* stellen sie einen bis zu drei Wochen verzögerten Blühbeginn fest. Sie vermuten, dass

Tab. 1. Warnarten nach EGLOFF (1986). Streuwiesenarten, die aufgrund ihrer Wachstumsreaktion auf indirekte Düngung hinweisen.

"Early warning species" according to EGLOFF (1986): Molinion species, which indicate indirect fertilization by their growth response.

1) Durch Düngung geförderte Arten / favoured by fertilization			
a) Streuwiesenarten mit starker Zunahme bzw. Herdenbildung	b) in ungestörten Streuwiesen seltene, bei Eutrophierung häufige Arten	c) Vertreter der Hochstaudenfluren	d) Futtergräser
<i>Centaurea angustifolia</i> <i>Cirsium palustre</i> <i>Inula salicina</i> <i>Mentha aquatica</i> <i>Pulicaria dysenterica</i> <i>Selinum carvifolia</i> <i>Succisa pratensis</i> <i>Lythrum salicaria</i> <i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Agrostis gigantea</i> <i>Carex acutiformis</i> <i>Angelica silvestris</i> <i>Cirsium oleraceum</i> <i>Lotus uliginosus</i> <i>Calamagrostis epigeios</i> <i>Symphytum officinale</i> <i>Juncus subnodulosus</i>	<i>Carex acutiformis</i> <i>Eupatorium cannabinum</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Stachys palustris</i> <i>Valeriana officinalis</i>	<i>Holcus lanatus</i> <i>Phleum pratense</i> <i>Dactylis glomerata</i> <i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Festuca pratensis</i>
e) weitere geförderte Arten			
<i>Caltha palustris</i> <i>Thalictrum flavum</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Vicia cracca</i>	<i>Hypericum perforatum</i> <i>Silene flos-cuculi</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Vincetoxicum officinale</i>	<i>Galium verum</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Solidago serotina</i> <i>Solidago canadensis</i>	<i>Festuca arundinacea</i> <i>Pharagmites communis</i> <i>Thyphoides arundinacea</i>
2) Durch Düngung benachteiligte Arten / handicapped by fertilization			
<i>Molinia coerulea</i>	<i>Carex hostiana</i>	<i>Carex panicea</i>	<i>Schoenus nigricans</i>

diese Arten die Streuschicht kaum zu durchstossen vermögen. TAMM (1972) stellte bei *Primula veris* fest, dass mit langsam zunehmender Beschattung eine sofortige Reduktion der Fertilität und eine unmittelbare Verkleinerung von Blattzahlen und -größen einhergeht. Die Anzahl Individuen bleibt dagegen noch über lange Zeit konstant.

Es sind mir nur wenige Arbeiten bekannt, in welchen ein direkter Zusammenhang zwischen den Nährstoffgehalten der Böden und phänologischen bzw. morphometrischen Daten einzelner Arten untersucht wurde: VOSER (1976) findet bei *Ranunculus friesianus* eine Abhängigkeit der Blattform von Standortfaktoren wie Tageslänge, Luftfeuchtigkeit und Temperatur. Weiter zeigt sich, dass die Blattform davon abhängt, ob der Spross am Rhizom end- oder seitenständig ist. Stickstoffgehalt und Bodenfeuchtigkeit haben nur einen geringen Einfluss auf die Blattform und keinen Einfluss auf die Artmächtigkeit. *Ranunculus friesianus* wird durch Beweidung gefördert. FINCK (1986) weist bei *Molinia coerulea* und bei *Inula salicina* Rotverfärbungen der

Stengel und Blätter als Folge von Phosphormangel nach. Bei Phosphor-Mangel verzögert sich die Blüte und Fruchtreife bei beiden Arten. Bereits HÜRLIMANN (1951) beobachtet bei *Phragmites communis* eine Rotfärbung der Blätter bei Phosphor- oder Nitratmangel.

Trotz dieser Erkenntnisse werden Wachstumsbeobachtungen an einzelnen Arten nur selten zur Überwachung von Schutzgebieten eingesetzt. GLUCH (1980) verwendet in einem Experiment mit *Vaccinium myrtillus*, *Calamagrostis villosa* und *Deschampsia flexuosa* Biomasseproduktion und Spross- sowie Sprossachsenlängen zur Bioindikation von Belastungen durch Herbizide.

Es ist das Ziel der vorliegenden Arbeit, ein Instrument für die frühzeitige Erfassung kleinräumiger Eutrophierungen in Randzonen von Schutzgebieten zu entwickeln. Es geht darum, Parameter zu finden, die den Nährstoffgehalt des Bodens fein und ohne grosse zeitliche Verzögerung abbilden können. Entsprechend der Empfehlung von PFADENHAUER (1987) formuliere ich die Hypothese für die vorliegende Arbeit also: *"Die Nährstoffverhältnisse im Boden bilden sich kleinräumig besser in der veränderten Ausbildung morphologischer Merkmale der Einzelpflanzen ab als in einer veränderten floristischen Zusammensetzung der betroffenen Vegetation."*

Um diese Hypothese zu prüfen, untersuchte ich drei Kleinseggenrieder, welche in eutrophem Umland liegen. Aufgrund der jeweils ausgebildeten Hochstaudensäume konnte ich ein seitliches Eindringen von Nährstoffen annehmen. Die Rieder liegen ungefähr in der gleichen Höhenstufe. In ihrem ungestörten Teil weisen sie eine ähnliche Vegetation auf.

Falls die Hypothese zutrifft, werden sich einige besonders geeignete Arten finden lassen, die auf derselben Wiese aufgrund unterschiedlich ausgeprägter morphologischer Merkmale auf Eutrophierungsvorgänge hinweisen.