Mitt. d. Ver. f. Naturwiss. u. Math. Ulm (Donau)	35: 7 - 31	1989

Aus der Abteilung für Spezielle Botanik (BIO V) der Universität Ulm:

ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN EINEM TONTAUBENSGHIESSPLATZ (Kümmerazhofer Wald, Oberschwaben)

Gabriele Schwab

INHALT

1. ZUSAMMENFASSUNG
2. EINLEITUNG
3 . MATERIAL UND METHODEN
3.1. Vegetationsaufnahmen
3.2. Entnahme und Verarbeitung der Bodenproben
3.3. Entnahme und Verarbeitung der Pflanzenproben
3.4. Entnahme und Verarbeitung vonPflanzenproben
4. ERGEBNISSE
4.1 Vegetationsaufnahmen
4.2. Der Boden-pH
4.3. Die Bleikonzentrationen in den Ammoniumacetatauszügen der Bodenproben von Transekt A
4.4. Die Bleibelastung von pflanzlichem Probenmaterial 5.
5. DISKUSSION
5.1. Vegetationsaufnahmen
5.2 Boden
5.3 Blei in Pflanzen
5.4. Landschaftspflege und Schutzmaßnahmen b. LITERATUR

1. ZUSAMMENFASSUNG

Es wurde die Artenzusammensetzung einer ehemaligen Streuwiese mit einem Vorkommen der Buxbaum-Segge *(Carex buxbaumii)* untersucht. Das Vorkommen der Segge wird mit Kategorie 2 in der Roten Liste der verschollenen und gefährdeten Pflanzen in Baden-Württemberg (HARMS et al. 1983) bewertet. Heute wird diese Fläche als Tontaubenschießplatz verwendet.
Es konnte gezeigt werden, daß die Buxbaum-Segge (*Carex buxbaumii)* in Kleinseggenbeständen wächst und nicht im Röhricht vorkommt .
Neben den vegetationskundlichen Untersuchungen wurden die Bleikonzentrationen in verschiedenen Pflanzen (Pfeifengras *(Molinia caerulea),* Leitermoos (*Climacium dendroides)* und andere Moose) sowie in Ammoniumacetatauszügen des Bodens untersucht .
Die höchsten Blei-Konzentrationen wurden im Süden und Südosten des Schießplatzes in einer Entfernung ab 90 m von der Schießanlage gefunden. Die höchste Pb-Kontamination des Bodens wurde bei den niedrigsten Säurekonzentrationen gemessen. Bei diesen besitzen Schwermetalle zumeist ihre höchste Mobilität.
Bei der sehr hohen Blei-Konzentration im Boden fand eine Blei-Verlagerung in den unteren Bodenhorizont statt. Dadurch kann eine Grundwasser-kontamination nicht ausgeschlossen werden .
Ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Pb-Konzentrationen des Bodens und der Pflanzen konnte gezeigt werden. Dabei eigneten sich die Wurzeln des Pfeifengrases (*Molinia caerulea)* besonders gut, um die Blei-Konzentrationsverteilung im Boden aufzuzeigen.

2. EINLEITUNG

Im Rahmen der Feuchtbiotopkartierung im Raum Oberschwaben wurde ein bis dahin nicht bekannter Standort der äußerst seltenen *Carex buxbaumii* entdeckt. Bislang waren lediglich vier Standorte in Baden-Württemberg bekannt (SEYBOLD 1977).
Bei diesem Standort (Abb. 1) handelt es sich um eine ehemalige Streuwiese im Kümmerazhofer Wald in der Nähe der Gemeinde Baindt im Kreis Ravensburg. Der Kümmerazhofer Wald gehört dem Höhenzug des Altdorfer Waldes an. Niedermoore (=Flachmoore) wurden früher häufig als Streuwiesen genutzt, was sich jedoch im Zuge der Modernisierung der Landwirtschaft zusehends als unrentabel erwies. Durch die Trocken- oder Brachlegung verschwinden sie heute immer mehr aus unserem Landschaftsbild und mit ihnen auch viele Tier- und Pflanzenarten, die an diese Standorte gebunden sind.

Seit ungefähr 20 Jahren dient dieses Niedermoor als Tontaubenschießplatz. Beim Schießen auf Tontauben wird als Munition Bleischrot benützt.
Durch die zunehmende Schwermetallbelastung (u. a. auch von Blei (Pb)) der Umwelt (Atmosphäre, Böden und Gewässer) in den letzten Jahrzehnten durch anthropogen bedingte Quellen wurde die Diskussion um deren toxische Wirkung immer dringlicher (SCHLIPKÖTER und POTT 1974, VALLEE und ULMER 1972 u. a.). In verschiedenen Arbeiten konnte gezeigt werden, daß Schwermetalle, unter anderen auch Blei, nicht nur aus der Luft, sondern auch

aus dem Boden und Wasser von Pflanzen und Pilzen aufgenommen und teilweise sogar akkumuliert werden (SUCHODOLLER 1967, FIDORA 1972, REHRAUER 1985, OSWALD 1985, DIETL 1986).

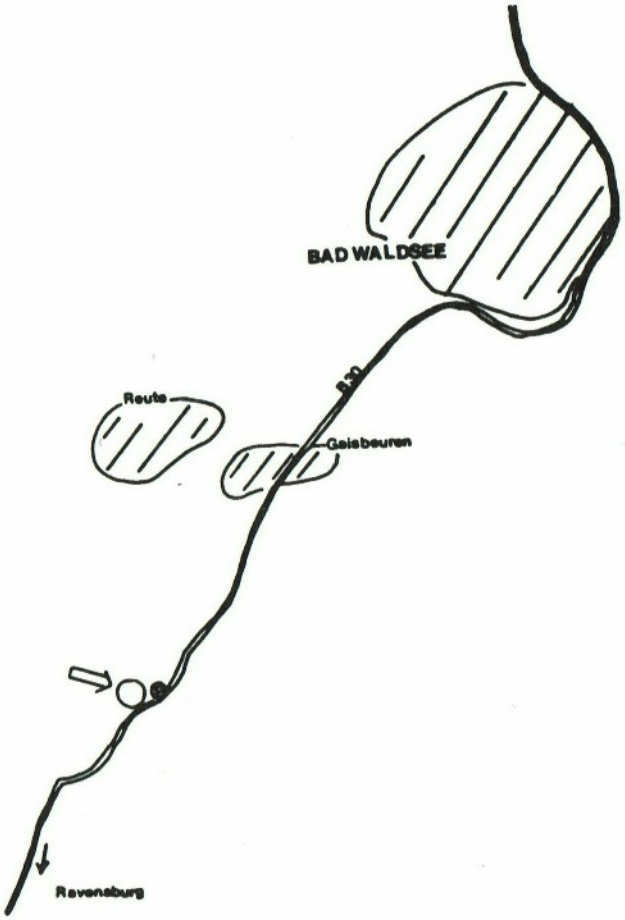

Abb. 1. Lage des Tontaubenschießplatzes

In der Literatur wird häufig darauf hingewiesen, daß Blei in den Böden in einer weniger mobilen Form vorliegt und daher nur in geringem Maße in den Unterboden und in das Grundwasser verlagert werden kann (DITTER 1982, HERMS 1982, DUBINSKI et al. 1986, RIETZ et al. 1983 u. a.).

Die globale Blei-Belastung wird hauptsächlich durch den Kraftverkehr verursacht. Benzin enthält Blei als Antiklopfmittelzusatz. Lokal können sehr hohe Blei-Kontaminationen des Bodens auf Abraumhalden der erzverarbeitenden Industrie entstehen (SIMON 1978). In neuerer Zeit wird auch über die Kontamination von Gewässern durch Jagd auf Wasservögel oder von Böden auf Tontaubenschießplätzen diskutiert. In den USA sollen mindestens 2 % der Wasserwildbestände durch Blei-Vergiftung eingegangen sein. In Dänemark wurden die ersten Maßnahmen gegen eine Blei-Schrotverwendung bei der Wasserwildjagd ergriffen. Schätzungsweise verbrauchen Sportschützen und übende Jäger auf Tontaubenschießplätzen jährlich 1500 — 2000 t Blei (STIEFEL und SCHÖNBURG 1986).

In der folgenden Arbeit wurde deshalb das Gelände nicht nur auf ein Artenspektrum, sondern auch auf seine Schwermetallkontamination untersucht. Die Arbeit beinhaltet Untersuchungen über den genauen Artenbestand und seine pflanzensoziologische Zuordnung, die Blei-Kontamination in *Molinia caerulea, Climacium dendroides* und andere Moose sowie über die Anreicherung des Bleis im Boden und die dadurch mögliche Auswaschung in den Unterboden und in das Grundwasser. Die Gesamtgehalte der Schwermetalle im Boden sind weniger wichtig als die Pflanzenverfügbarkeit, die stark von den Bodeneigenschaften beeinflußt ist (BRÜNE 1982). Ein weiteres Untersuchungsziel bestand darin, Auswirkungen des Schießbetriebes auf die Vegetation und den Boden festzustellen.

Boden

Der Boden, der das Niedermoor im Kümmerazhofer Wald umgibt, besteht aus Ablagerungen der letzten Würmeiszeit. Jungmoränen sind infolge ihres jungen Alters nur in geringem Maße durch Auswaschungen beeinflußt. Die Entkalkungstiefe bewegt sich um 1 m (SCHLENKER und MÜLLER 1975).

Torfe entstehen durch eine Stapelung von Pflanzenresten, die nicht vollständig humifiziert werden, da die Bodenorganismen durch den hohen Wasserstand und den dadurch verursachten Luftmangel gehemmt werden (GÖTTLICH 1980). Die Torfe werden gemäß ihrer Entstehungsweise klassifiziert. In der Untersuchungsfläche ist der Boden als typischer Niedermoortorf ausgebildet, da er im Einflußbereich des Grundwassers liegt. Niedermoortorfe entwickeln sich vor allem aus Pflanzenresten der Phanerogamen (OVERBECK 1975).

Klima

Die Klimadaten entstammen dem Beobachtungszeitraum von 1931 bis 1960 und entsprechen den mittleren Klimawerten des Südwestlichen Oberschwabens (SCHLENKER und MÜLLER 1975). Im Jahresmittel beträgt die Niederschlagsmenge 976 mm. Davon entfällt auf die Hauptvegetationsperiode (Mai - Juli) eine Niederschlagsmenge von 343 mm. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 7,8 *C. Die mittlere Lufttemperatur im Januar wird mit -2 °C angegeben. Im Juli wird eine mittlere Temperatur von 17,2 °C

gemessen. Es haben im Durchschnitt 158 Tage im Jahr eine Temperatur über 10 °C. Moore weisen im allgemeinen ein spezifisches Mikroklima auf, das von der nahen Umgebung meist deutlich abweicht. Durch die geringere Wärmeleitfähigkeit und die sehr hohe Wassersättigung der Moorböden liegen die Temperaturen in Bodennähe deutlich niedriger als in der Umgebung des Moores. Dies ist sichtbar durch die verstärkt und länger andauernden bzw. im Herbst frühzeitiger einsetzenden Nachtfröste. Die Anzahl der Nebeltage kann in Mooren 2 bis 3 mal höher liegen als in der Umgebung (GÖTTLICH 1980).

3. MATERIAL UND METHODEN

3.1 Vegetationsaufnahmen

Für die Vegetationsaufnahmen wurde die Schätzmethode nach BRAUN-BLANQUET (1964) in abgewandelter Form herangezogen. Dadurch wird ermöglicht, die Flächenanteile (Dominanz) mit der Individuenzahl auf der Flächeneinheit (Abundanz) zu verbinden.

Es wurden vier Transekte gelegt, um die Geländesituation repräsentativ zu erfassen, wobei die drei Transekte A, C und D in Richtung der Hauptfluglinie der Tontauben liegen. Der Transekt B erstreckt sich quer dazu, um möglichst vollständige Vegetationsaufnahmen zu gewährleisten. Zu dieser Zeit war über die genaue Bleischrot- und Tontaubenresteverteilung auf dem Gelände des Schießplatzes noch nichts bekannt. In Abständen von 10 m wurde eine Fläche von einem Quadratmeter in den Transekten aufgenommen (Abb. 2). Im folgenden soll nur der Transekt A betrachtet werden.

Ein Aufnahmequadrat aus Aluminium (1 x 1 m), mit einem Bindfaden in 100 gleiche Flächen unterteilt, erleichterte die Vegetationsaufnahmen und ermöglichte exaktere Schätzwerte.
Die Taxonomie und Nomenklatur der Phanerogamen mit Ausnahme der Süßgräser richten sich nach OBERDÖRFER (1983), die der Süßgräser nach KLAPP (1983) und die der Moose nach FRAHM und FREY (1983). Als zusätzliche Bestimmungshilfen für die Sauergräser dienten vor allem HESS et al. (1967 - 1972), HEGI (1968/69, 1977) und NEUMANN (1952).
Die Vegetationsaufnahmen ließen sich in 5 Zonen untergliedern. Innerhalb der einzelnen Zonen erfolgte die Gliederung der Arten nach ihrer Stetigkeit. Die Stetigkeit gibt an, in wieviel Prozent der Aufnahmeflächen eine Art auftritt. Stetigkeitsdiagramme dienen zur Veranschaulichung. Zur Vereinfachung kann die Stetigkeit auch in Stetigkeitsklassen (KNAPP 1971) angegeben werden.

3.2 Entnahme und Verarbeitung der Bodenproben

3.2.1. Probennahme

Am Ende der Vegetationsperiode wurden im November 1985 Bodenproben entnommen. Unter Zuhilfenahme eines Stechquadrates (25 x 25 x 25 cm) aus Edelstahl wurden neben den Untersuchungsquadraten des Transektes A von 0 bis 25 cm und von 25 bis 50 cm Bodentiefe Monolithen entnommen. Sie wurden einzeln in saubere Plastiktüten verpackt und an einem kühlen Ort aufbewahrt.

3.2.2. Boden-pH

Die pH-Bestimmung erfolgte nach SCHLICHTING und BLUME (1966) in abgewandelter Form. Es wurde jeweils aus dem obersten Bodenhorizont (0 bis 10 cm) und aus dem unteren Horizont (40 bis 50 cm) eine Bodenmischprobe entnommen. Die pH-Bestimmung erfolgte in Suspension.

3.2.3. Pflanzenverfügbarer Bleigehalt im Boden

Die Extraktgewinnung erfolgte nach ANDERSSON und NILSSON (1974) in abgewandelter Form. Die Bodenprobennahme geschah nach dem gleichen Verfahren wie für die pH-Bestimmung, nur daß zuvor aus den Proben die Schrotkugeln mit einer Pinzette entfernt wurden.

3.3. Entnahme und Verarbeitung der Pf1anzenproben

Um die Bleibelastung in den Pflanzen zu untersuchen, wurden v. a. das Leitermoos (*Climacium dendroides)* und das Pfeifengras (*Molinia caerulea)* gesammelt. Wenn kein Leitermoos vorhanden war, wurde ein anderes häufig vorkommendes Moos in der Untersuchungsfläche eingesammelt (Tab. 4).

Zum Vergleich wurde unbelastetes Material gesammelt und aufgeschlossen. Dieses Vergleichsmaterial stammte bei *Climacium dendroides* aus dem Attlenseemoos bei Nesselwang im Allgäu, da es im Schießplatz nur innerhalb der Reichweite der Schrotkugeln wuchs, bei *Molinia caerulea* vom Untersuchungsgebiet weit außerhalb der Reichweite der Schrotkugeln.

Die Proben wurden gründlich im Ultraschallbad gereinigt und bei 80 ‘C getrocknet. Es wurden nur vitale Pflanzenteile verwendet. *Molinia caerulea* wurde in die einzelnen Abschnitte Wurzel, Stengelverdickung, Stengel, Blatt und Rispe unterteilt und getrennt weiterverarbeitet.
Die Probenaufbereitung erfolgte im Druckaufschlußverfahren nach KOTZ et al. (1972) .
Die Bestimmung der Blei-Konzentration wurde mit Hilfe der Atomabsorptions-spektrometrie durchgeführt.

Tabelle 1: Vegetationsaufnahmen vom Tontaubenschießplatz - Transekt 1

Region	Kümmerazhofer Wald, Wolfswiese, Landkreis Ravensburg																				
Exposition	SSW																				
A-Flächen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	16'	16"	17	Stetigkeit	
Bedeckungsgrad in %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	70	100	40	100	50	100	100	40		
Moose		+	+	1	2	1	+	+	2	+	+		+	+	+	I	+	I	+		
Artenzahl	9	19	15	13	25	23	16	16	12	7	5	4	8	5	2	10	9	7	12		
Tontauben	*	*	*	*	*	*	*	*													
Bleikugeln									*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Klassen	Prozent
Schilfzone:																					
Filipendula ulmaria	+																			I	5
Equisetum palustre	r																			I	5
Carex acutiformis	2	1																		I	11
Calainagrostis epigeios	+	1																		I	11
Eupatorium cannabinum	4	+	r																	I	16
Phraginites australis	+	1	+	1																II	21
Mentha arvensis	+	2			+	+														II	21
Cirsium oleraceum		r	+	+	r															II	21
Lotus uliginosus		r	+	+		+														II	21
*Kleinseggenried *:*																					
Carex buxhaumii		r	1	2	3	2	2	+	+		+									III	47
Carex panicea		+	+	1	2	2	2	2												II	37
Cirsium palustre		+	+	+	r		r		r											II	32
Valeriana dioica		r		+	+	1	+	r												II	32
Galium mollugo		+	+	1				r	+											II	26
Carex davalliana			1		2															II	21
Colchicum autumnale			1		r															I	16
Ranunculus repens			r																	I	11
Festuca spec.				+	1	1	+		1											II	32
Galium uliginosum					+	+	1	+	+											II	32
Carex pulicaris					+		+	+												I	16
Centaurea jacea ssp. jacea					+	+														I	11
Friophorum latifolium					+	+														I	11
Holcus lanatus					+	+														I	11
Lathyrus pratensis					+	+														I	11
Carex flava						2	2													I	11
Polygala amarella						2	+													I	11
Briza media						+	+													I	11

Fortsetzung Tabelle 1

A-Flächen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	16’	16’’	17	Klassen	Prozent
Zone des Faulbaumaufwuchses:																					
Frangula alnus							+	1	1	r		1								II	26
Friophorum angustifolium					+				+	+	2									II	21
Agrostis canina									+	+			r							I	16
Waldzone:																					
Carex brizoides															5	1		2	+	II	21
Brachypodium sylvaticum																+		+	2	I	16
Circea alpina																+		+	+	I	16
Mercurialis perennis																+		+	2	I	16
Oxalis acetosella																r		+	+	I	16
Viola spec.													+			4			+	I	16
Rubus ideaus																1		+		I	11
Deschampsia caespitosa																1	1			I	11
Dryopteris spec.																	+		+	I	11
Arten der gesamten Fläche:																					
Molinia caerulea		1	2	2	3	3	3	4	4	4	2	3	4	3		2	2		+	V	84
Carex fusca		1		1	+	2	1	+	+	2	1	1	+	1	+					III	68
Polentilla erecta	+		+	+	+	+	+	+	+			+	r	r			+			III	58
Lysimachia vulgaris	1	2	1	2					+	r										II	32
Picea abies					r	r					r		+	r						II	26
Carex hostiana		r							+				+	+						II	21
Dicotyl. Keimlinge										+						+	+			I	16
Mentha aquatica		2															+			I	11
Carex rostrata													3							I	11
Carex acuta						+													r	I	11
Juncus conglomeratus																	+			I	11

Zusätzlich wurden gefunden in Fläche A2: Poa pratensis ssp. pratensis, Lythrum salicaria +, in A3: Aegopodium podagraria r, in A3: Vicia cracca r, Succisa pratensis r. Dactylis glomerata +, Crepis paludosa + und C’irsium rivulare r. in A6: Carex disticha + . Ranunculus acris +, in A7: Cialium palustre ssp. palustre +, in A 8: Anthoxantum odoratum + , Luzula campestris + und Phyteuma orbiculare ssp. orbiculare r, in A 16: Impatiens noli tangere +, in A16': Carex elata 2, Carex flava +, Athyrium filix-femina r. in A 16": Solanum dulcamara r; in A17: Geranium robertianum +.
Außerhalb der Aufnahmeflächen wurde im Kleinseggenried gefunden: Dianthus superbus, Dactylorhiza incarnata. I. ychuis Uoscuculi. Geum rivale. Salix cinerea, Carex appropinquata, Carex paniculata, Carex pallescens. Die Strauchschicht in der Zone des Faulbaumaufwuchses setzt sich zusammen: Frangula alnus, Ainus glutinosa. Picea abies. Die Raumschicht in der Waldzone setzte sich aus Picea abies, Alnus glutinosa, Betula pubescens, die Strauchschichl aus Frangula alnus zusammen.
• Enthält auch Arten der Feuchlwiesen und Wechsel-Trockenheitszeiher

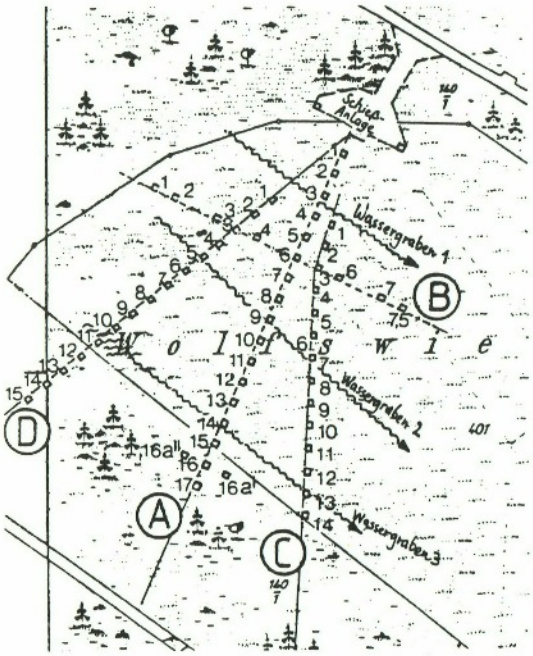

Abb 2: Lage der Transekte im Untersuchungsgebiet (1 : 2500)

Abb. 3: Einteilung des Niedermoores in seine verschiedenen Zonen

Carex elata	*Carex appropinquata*
Carex acutiformis	*Carex paniculata*
Carex disticha	*Carex acuta*
Carex fusca	*Lysimachia vulgaris*
Eupatorium cannabinum	*Frangula alnus*
Picea abies	

Tab. 2: Artenzusammensetzung der höheren Pflanzen an den Wassergräben

4.1.2 Gliederung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet gliedert sich in die folgende fünf Zonen (Abb. 3):

I. Röhricht und Großseggen
II. Kleinseggenried enthält auch Arten der Feuchtwiesen und Wechsel-Trockenheitszeiger
III. Faulbaumaufwuchs
IV. Wald
V. Wassersgräben

Wassergraben	1	2	3
Artenzahl	6	12	8
Calliergonella cuspidata	•	•	•
Climacium dendroides	•	•	•
Plagiomnium elatum	•	•	•
Amblystegium serpens	•	•	
Dicranum bonjeanii	•	•	
Brvum Jlaccidum		•	•
Brachythecium spec.		•	•

Außerdem: in W 1 *Aulacomnium palustre;* in W 2: *Atrichum undu/atum, Brvum pseudotriquetrum. Fissidens adianthoides. Lophocolia bidentata. Thuidium tama- riscinum:* in W 3: *Plagiomnium ellipticum, Plagiothecium denticulatum*, *Rhvthidia-delphus squarrosus.*

Tab. 3: Artenzusammensetzung der Moose an den Wassergräben.

4.1.3 Zuordnung der Arten zu Gesellschaften

Das gesamte Schießgelände ist von Wald umgrenzt. Seine Fläche beträgt ca 3 ha. Im Norden des Geländes befindet sich ein Schilfgürtel, dessen Ausdehnung von Norden nach Süden eine Breite von 40 m hat. Im Westen und Südwesten dringt Faulbaum in die Fläche vor (Tab. 1).
Aus den Vegetationsaufnahmen ist zu entnehmen, daß bestimmte Arten nur in einem eng begrenzten Gebiet Vorkommen. Einige Beispiele sollen hier aufgeführt werden.

a) Eriophorum angustifolium
Die Verbreitung von *Eriophorum angustifolium* ist auf den Südosten des Geländes beschränkt (in Transekt A in den Flächen 9, **10, 11) .**

b) Eriophorum latifolium
Das Vorkommen von *Eriophorum latifolium* beschränkt sich auf das Gebiet um die Fläche 5 und 6 in Transekt A.

c) Phragmites australis
Phragmites australis hat seine Verbreitung nur in den 40 m breiten Schilfgürtel (Transekt A, Fläche 1 bis 4).

d)Carex davalliana
Carex davalliana kommt in Transekt A in den Flächen 3 bis 7 vor.

Tab. 4: Artenzusammensetzung der Moose des Schießplatzes in Transekt A, geordnet nach Stetigkeit und Pflanzengesellschaften

A Flächen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	II	12	13	14	15	16	16'	16"	17	Stetigkeit	
Arienzahl	0	4	9	1	3	3	6	6	3	8	2	0	1	4	2	1	5	4	5	Klasse	Prozent
Arten der gesamten Fläche:																					
Scleropodium purum		•	•					•		•			•				•		•	III	56,3
Plagiomnium elatum			•		•			•	•											III	50
Rhythidiadelphu* squarrosus		•						•		•	•		•				•	•	•	II	37
Rrachylhecium spec.									•	•				•			•	•		II	37
Plagiochila asplenioides																				I	12,5
Cirriphylluum pilliferum			•													•				I	12,5
FreienFläche																					
Climacium dendroides		•	•	•	•	•	•	•		•			•							IV	62,5
Thuidium lamriscinum			•				•	•		•			•	•						III	43,8
Aulacomnium palustre			•		•	•	•	•		•			•							II	37,5
Campylium slellatum																					
var. prolensum			•				•			•										II	25
Pleurozium schreheri						•							•							II	25
Hylocomium splendens							•		•				•							•	12,5
» äldtnne:																					
Plagiomnium undulatum																•	•	•	•	II	25
Rhythidiadclphus Iriquetrus																•			•	I	12,5

Außerdem: In A3 Plagiothecium denticulatum, in A13 Dicranum bonjeanii, in A14 Dicranum undulatum

e)Carex buxbaumii

Die Abbildung 6 zeigt das Vorkommen und den Bedeckungsarad von *Carex buxbaumii*. Es hat sich gezeigt, daß diese Art vor allem im Zentrum der Zone II (Kleinseggenried) mit hoher Stetigkeit auftritt (Tab. 1).

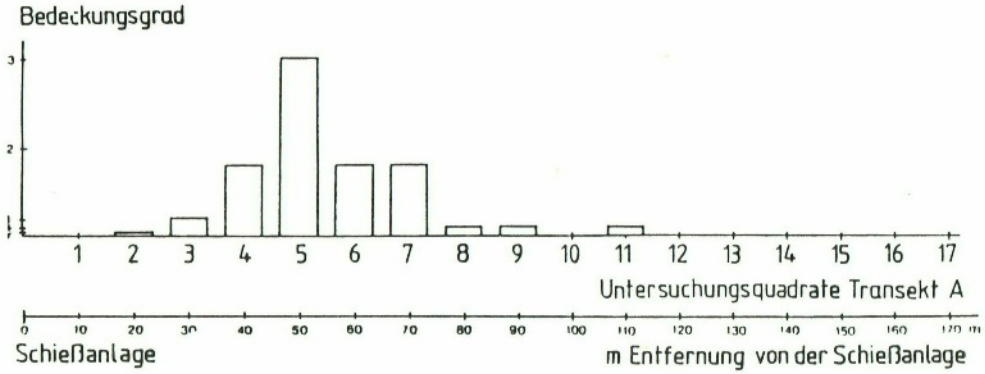

Abb. 6: Vorkommen und Bedeckungsgrad von *Carex buxbaumii* in Transekt A.

f) Verteilung und Bedeckungsgrad von Molinia caerulea in Transekt A

Molinia caerulea ist eine Art mit sehr stetem Vorkommen im gesamten Transekt A (Tab. 1) zu finden. Die Abbildung 7 zeigt die Verteilung von Molinia caerulea im Transekt A.

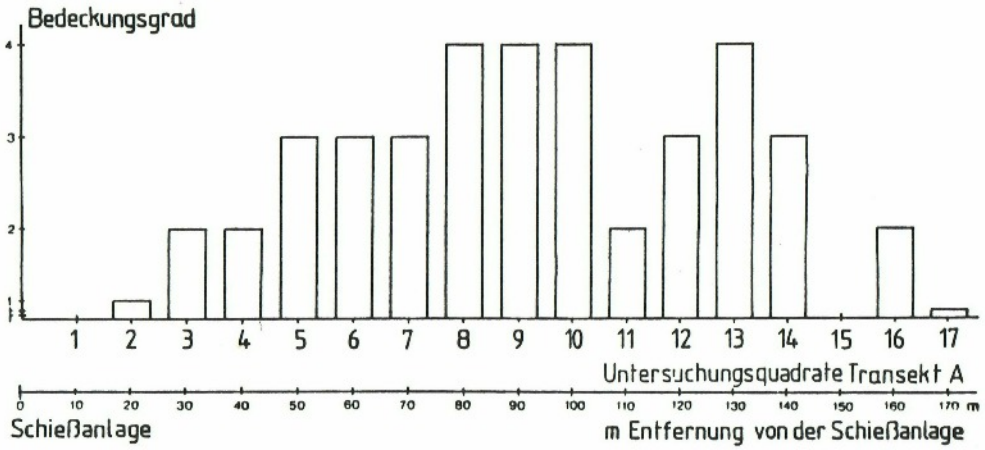

Abb. 7: Verteilung und Bedeckungsgrad von *Molinia caerulea* im Transekt A.

4.1.4 Stetigkeitsklassen

Die Abb. 8 zeigt die Stetigkeitsklassen der Phanerogamen und Moose aller Transekte. Die Stetigkeitsklasse I ist auch hier am Häufigsten vertreten.

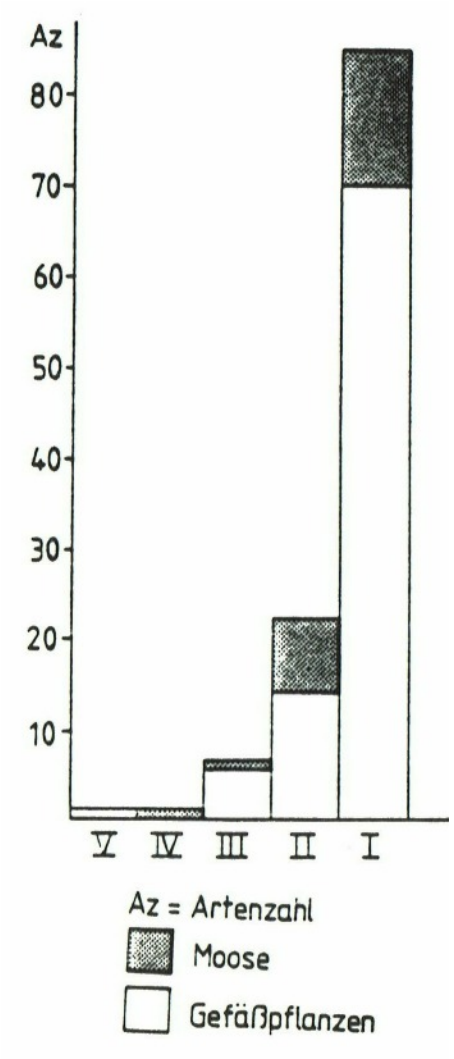

Abb. 8:
Stetigkeitsklassen der Phanerogamen und Moose des gesamten Untersuchungsgebiets.

4.1.5.Vegetationsabfolge im Transekt A

Die Vegetationsabfolge in Transekt A zeigt die Veränderung in der Artenzusammensetzung von Nordosten nach Südwesten (Abb. 9)

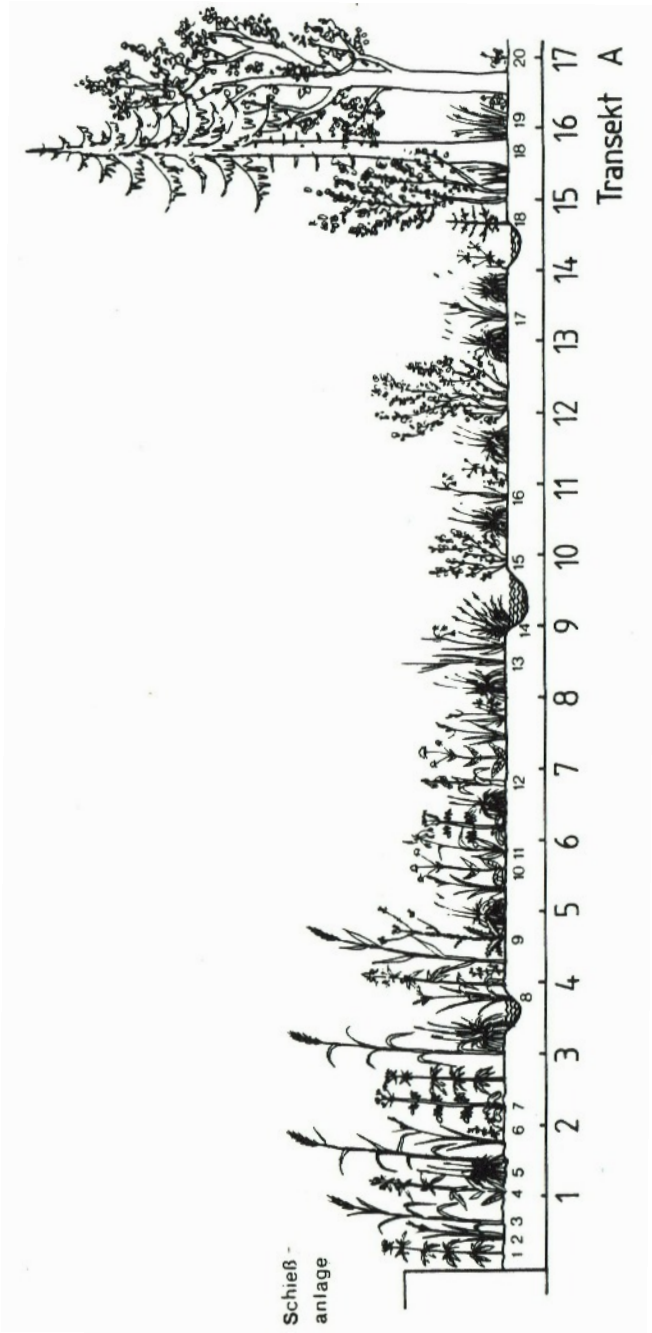

Abb. 9 Vegetationsabfolge in Transekt A
1 Eupatorium cannabinum. 2 Carex acutiformis. 3 Phragmites australiss. 4 Lysimachia vulgaris. 5 Molonia caerulea. 6 Potentilla erecta. 7 Valeriana dioica. 8 Carex buxbaumii. 9 Cirsium palustre. 10 Succisa pratensis. 11 Eriophorum latifolium. 12 Epipactis palustris. 13 Carex rostrata. 14 Carex paniculata. 15 Franaula alnus. 16 Friophorum angustifolium. 17 Carex gracilis. 18 Picea abies. 19 Carex brizoides. 28 Oxalis acetosella.

4.2 Der Boden-pH

Der Boden-pH wurde in den Flächen 2 bis 17 im Transekt A gemessen (Abb. 10). Abbildung 10 zeigt im oberen und unteren Bodenhorizont eine stete Abnahme des pH von Untersuchungsquadrat 2 bis 14 in Transekt A. danach wieder eine Zunahme. Die Boden-pH-Werte liegen im oberen Bodenhorizont in Transekt A in Untersuchungsquadrat 2 bis 7 etwas höher als im unteren Horizont. Ab Untersuchungsquadrat 9 liegen umgekehrte Verhältnisse vor. Mit der Entfernung von der Schießanlage nehmen die pH-Werte im oberen Bodenhorizont erheblich ab. Es wurde eine pH-Abnahme im oberen Bodenhorizont (o) um 2.7 pH-Einheiten (Untersuchungsquadrate 2 - 14) und im unteren Horizont (u) um 2,1 pH-Einheiten (Untersuchungsquadrate 2 - 1 3) gemessen.

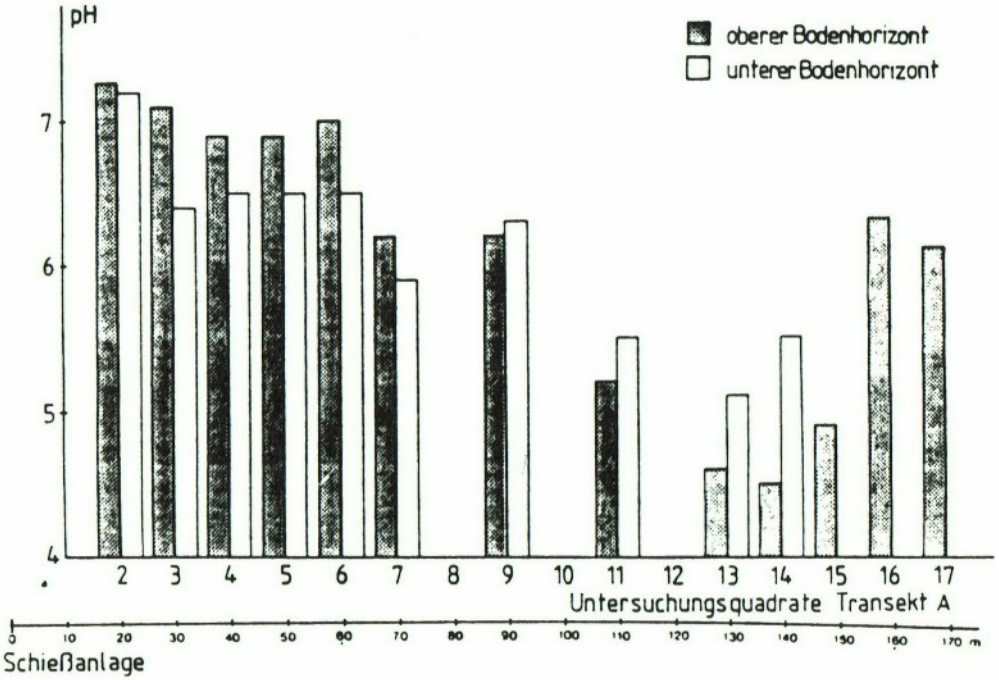

Abb. 10: Boden-pH im oberen und unteren Bodenhorizont in Transekt A.

4.3 Die Bleikonzentrationen in den Ammoniumacetatauszügen der Bodenproben von Transekt A.

Mit Hilfe von 1 M Ammoniumacetat pH 7 konnten teilweise erhebliche Bleikon-zentrationen aus den Bodenproben extrahiert werden. Aus der Abbildung 11 ist zu entnehmen, daß bis zu einer Entfernung von 70 m von der Schießanlage (Transekt A, Untersuchungsquadrat 7) die Bleikonzentrationen im Boden unter der Nachweisgrenze des Flammen-AAS lagen. In 110 m Entfernung war ein sprunghafter Anstieg der Blei-Konzentration zu verzeichnen (4635 mg/kg TG-Boden) (Abb. 11). In 140 m Entfernung ist ein zweites etwas niedrigeres Maximum festzustellen (3473,3 mg/kg TG-Boden). In Untersuchungsfläche 13 nimmt die Konzentration deutlich um das 6fache ab. In einer Entfernung von 150 m von der Schießanlage ist eine sprunghafte Abnahme zu erkennen (Abb 11). Zur Veranschaulichung wurde die Blei-Konzentration nicht nur für das Frischgewicht (FG) sondern auch für das Trockengewicht (TG) angegeben, da die Wassergehalte der einzelnen Proben stark schwankte.

Die Blei-Konzentration des unteren Bodenhorizont in Transekt A lag außer bei den Untersuchungsflächen 11 und 13 unterhalb der Nachweisgrenze des Flammen-AAS. Es sind aber auch in diesen beiden Untersuchungsquadraten nur sehr geringe Blei-Konzentrationen nachweisbar, obwohl in der oberen Bodenprobe teilweise sehr hohe Konzentrationen zu verzeichnen waren (Untersuchungsquadrat 11).

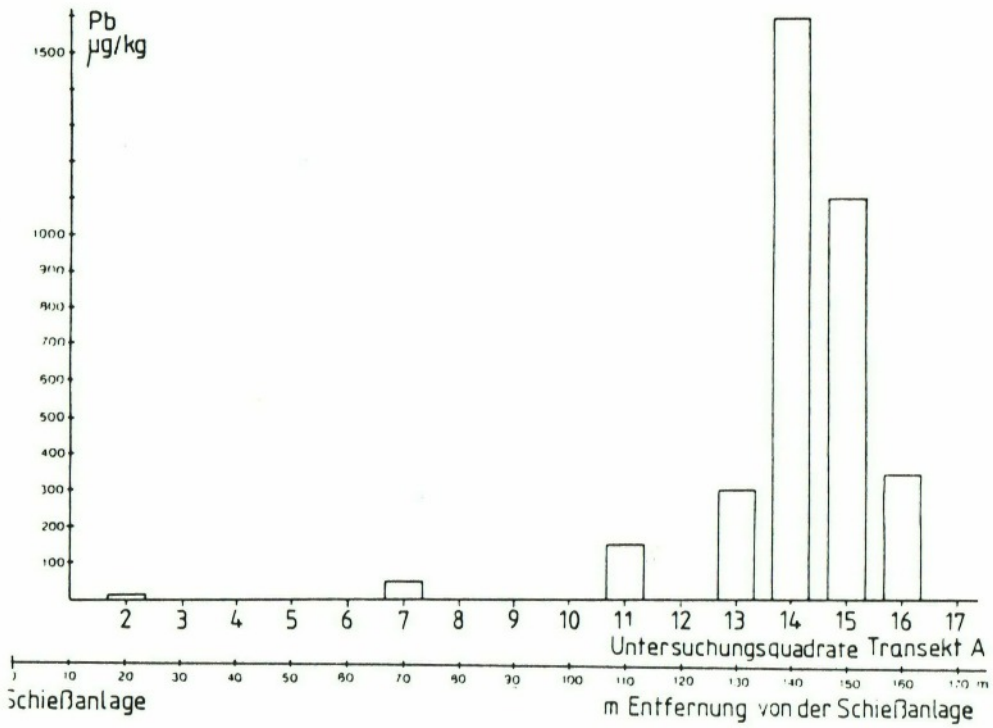

Abb. 11: Mit Hilfe von Ammoniumacetat extrahierbare Bleikonzentration im Boden (mg/kg): Pb = Blei.

4.4 Die Bleibelastunq von pflanzlichem Probenmaterial

4.4.1. Die Bleikonzentrationen in den Moosen Es wurden je nach vorhandenem Probenmaterial 1 bis 4 Proben pro Untersuchungsquadrat aufgeschlossen. Die Abbildung 12 zeigt deutlich eine Zunahme der Blei-Konzentration in den Moospflanzen mit der Entfernung von der Schießanlage. Innerhalb eines Untersuchungsquadrates wurden häufig neben mittleren Werten auch sehr hohe Konzentrationen gemessen (Abb. 12).

Aus Abbildung 12 ist zu entnehmen, daß in Transekt A in einer Entfernung von 100 m von der Schießanlage ein sprunghafter Anstieg der Blei-Konzentration in *Climacium dendroides* zu verzeichnen ist. In 160 m Entfernung nimmt die Blei-Konzentration deutlich wieder ab.

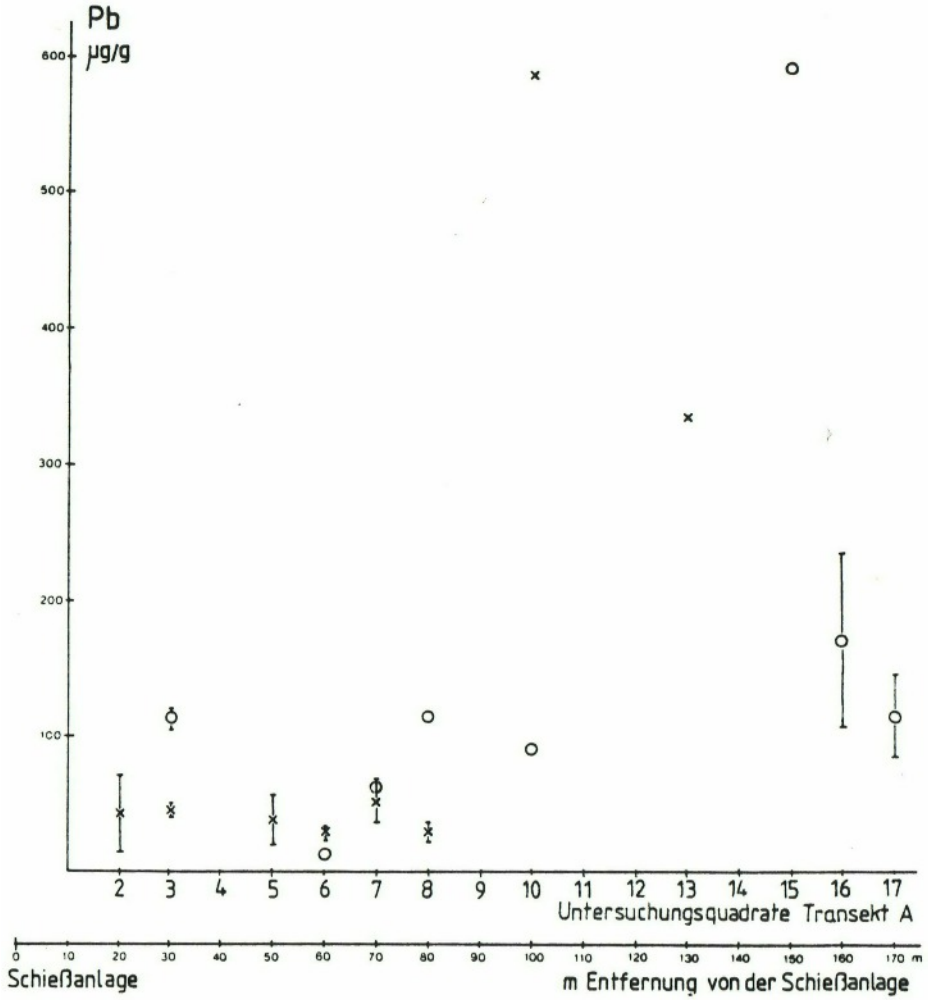

Abb. 12: Blei-Konzentration (ug/a) in Moosen in Transekt A. x =Leitermoos *(Climacium dendroides)*, o = andere Moose, Pb = Blei

4.4.2. Bleibelastung von *Molinia caerulea* in Transekt A Die Proben von *Molinia caerulea* stammen alle aus Transekt A.

In den einzelnen Sproßabschnitten sind deutliche Unterschiede in den Konzentrationen aufgetreten (Abb. 13). Die höchsten Blei-Konzentrationen wurden in den Wurzeln gemessen. Wenn in den Wurzeln sehr hohe Konzentrationen zu verzeichnen waren, lagen die Blei-Konzentrationen im allgemeinen auch in den anderen Pflanzenteilen, vor allem in den Blättern höher. Teilweise wurden auch überraschend hohe Werte in den Rispen gemessen (Untersuchungsquadrat 9, 12). Geringere Konzentrationen wurden im Stengel und der Stengelverdickung festgestellt. Eine erstaunlich hohe Konzentration fand sich in der Probe aus dem Untersuchungsquadrat 4. Sie liegt im Bereich der Proben aus Untersuchungsquadrat 9 und 10.

Die Blei-Konzentration von unbelastetem Probenmaterial von *Molinea caerulea* lag unterhalb der Nachweisgrenze.

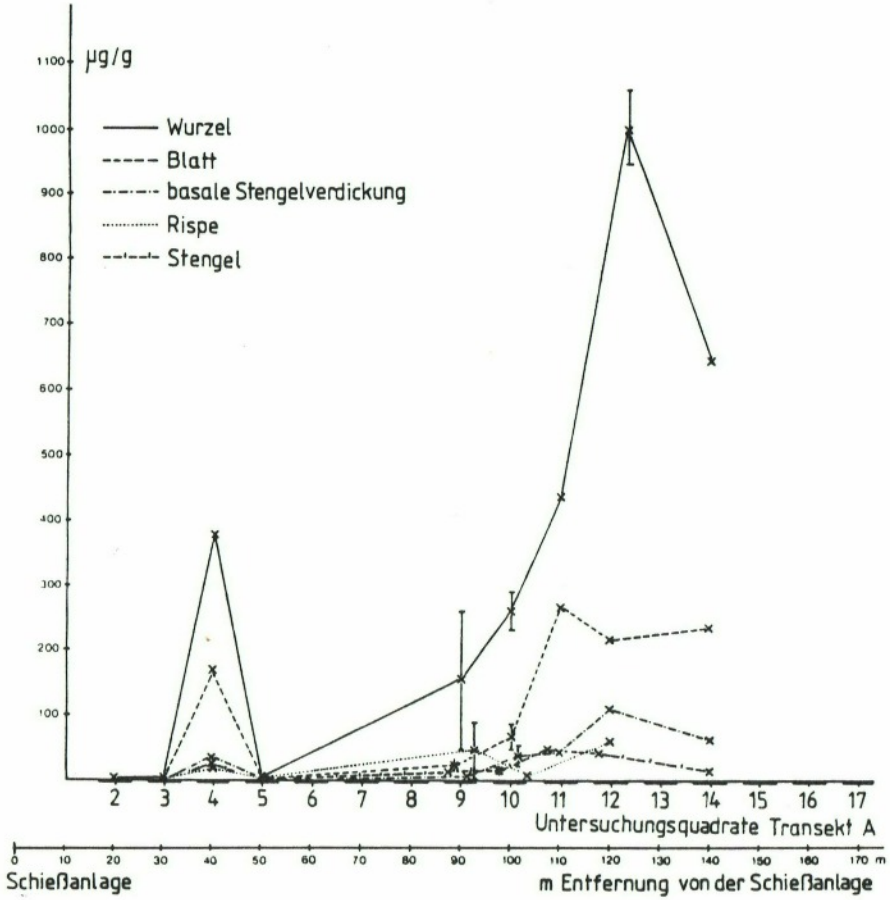

Abb. 13: Bleikonzentrationen (ug/g) in den einzelnen Pflanzenteilen von Pfeifengras *(Molinia caerulea)* aus Transekt A.

5. DISKUSSION

5.1. Vegetationsaufnahmen

5.1.1 Zonierung des Niedermoores

Die Zonen Schilf und Röhricht, Kleinseggenrasen, Faulbaumaufwuchs und Wald lassen sich klar im Gelände zuordnen. Sehr auffällig erscheint die scharfe Abgrenzung zwischen der Schilfzone und niederwüchsigen Kleinseggenrasen. Die Ursache hierfür könnte in einem Nährstoffeintrag aus dem angrenzenden Waldgebiet, der sich nicht über das gesamte Gelände verteilt, liegen. Die Wassergräben entwässern vom Nordwesten her (Abb. 2). Die spricht für einen Nährstoffgradienten von Nordwesten nach Süden. *Phragmites australis* wächst vor allem auf nassen, nährstoff- und basenreichen Standorten (OBERDÖRFER 1983). Für diesen Stoffeintrag sprechen auch die pH-Werte (um pH 7,1) in der Schilfzone.
Seit ungefähr 25 Jahren wird dieses Gebiet nicht mehr als Streuwiese genutzt. Dadurch konnte von Südosten die Faulbaum- Verbuschung *(Francrula alnus)* einsetzen und die Fläche des Kleinseggenrasen verkleinerte sich allmählich. GIGON und BOCHERENS (1985) berechneten für eine Streuwiese in der Schweiz eine laterale Ausbreitungsgeschwindigkeit von *Salix cinerea* von 0,2 - 0,3 m/Jahr. Innerhalb von 11 Jahren nahm die von Sträuchern eingenommene Fläche von 7 % auf 10 % zu.

5.1.2 Verbreitung einzelner Arten im Niedermoor

Zwischen dem Boden-pH und dem Auftreten bestimmter Arten wurde eine guter Zusammenhang gefunden. In der Kleinseggenzone kommen sowohl Arten basischer Standorte *(Eriophorum latitolium*, *Carex davalliana, Carex buxbaumii* u.a.) als auch Arten saurer Standorte *(Eriophorum latifolium, Carex fusca)* vor. Die DH-Messungen bestätigten die Vermutung, daß in der Hauptverbreitungszone von *Eriophorum latifolium* und *Carex buxbaumii* ein neutraler bis schwach saurer pH, im Bereich von *Eriophorum anaustifolium* ein saurer pH im Boden vorzufinden war (Abb.9. 10,
Tab. 1). *Molinia caerulea* kommt im gesamten Gebiet mit hoher Stetigkeit vor. Sie hat keine großen Ansprüche an Boden-pH und Bodenfeuchte (ELLENBERG 1982).

In der Kleinseggenzone wurden viele Arten registriert, die Austrocknungsanzeiger sind. Trockene Kalk-Pfeifengraswiesen haben einige Arten *(Centaurea jacea ssp. jacea, Holcus lanatus, Succisa pratensis*, *Briza media* u.a.) mit Kalk-Halbtrockenrasen gemeinsam und sind besonders artenreich im Gegensatz zu Pfeifengraswiesen auf saurem Substrat (ELLENBERG 1982). Dies zeigt sich besonders deutlich in Transekt A. Die Artenzahl von den lichtoffenen Untersuchungsquadraten 2 bis 9 schwankt zwischen 12 bis 25 Arten (pH 7,3 — 6,2). In den folgenden Untersuchungsquadraten nimmt die Artenzahl bis auf fünf ab (pH 4,5). In Untersuchungsquadrat 15 (Transekt A) sind im schattigen Wald nur noch 2 Arten vorhanden. Davon hat *Carex brizoides* den Deckungsgrad 5.

Um eine Aussage über die Homogenität einer Untersuchungsfläche zu machen, können die Stetigkeits-(=Frequenz-)Diagramme herangezogen werden. Liegt dabei das Maximum mit der höchsten Artenzahl auf der Seite der Stetigkeitsklasse V, kann von einem floristisch sehr homogen Einzelbestand gesprochen werden. Ist die Stetigkeitsklasse I am häufigsten vertreten, kann der Bestand als inhomogen bezeichnet werden (BRAUN-BLANQUET 1964).

In den Vegetationsaufnahmen des Niedermoores ist die Stetigkeitsklasse I mit der höchsten Artenzahl vertreten (Abb. 8). Dies spricht für einen sehr großen Artenreichtum dieses Gebietes mit nur wenigen dominierenden Arten (z. B. *Molinia caerulea*,. Diese Diagramme machen aber keine Aussage über die Ausgeglichenheit oder über die Usprünglichkeit einer Siedlung (siehe auch BRAUN-BLANOUET 1964).

5.1.3.. Pflanzensoziologische Stellung des Flachmoores

Von Vegetationsaufnahmen aus der elsässischen Oberrheinebene sind Standorte von *Carex buxbaumii* bekannt (ISSLER 1932). Sie wurden als eine seltene, in ihrer soziologischen Struktur noch nicht ganz abgeklärte, niederwüchsige Gesellschaft beschrieben, die sich auf nährstoffreichen anmoorigen, feuchten bis nassen Böden zwischen dem Steifseggensumpf und der Niedermoorwiese (Tofieldietalia, Caricetalia fusca oder Molinietalia) schaltet und wird den Großseggenbeständen (Magnocarcion) zugeordnet (OBERDÖRFER 1957, 1977). Werden die Vegetationsaufnahmen von ISSLER (1932) mit der Aufnahme von PHILIPPI (1971) verglichen, haben sie nur wenig Übereinstimmung miteinander.
Bei der Aufnahme von PHILIPPI schlossen an feuchten Stellen *Carex-davalliana*-Bestände an, die reichlich *Juncus subnodulosus* enthielten und zu den Breitblättrigen-Wollgras-Beständen *(Eriophoron latifoliae)* zu stellen sind (PHILIPPI 1971). Eine gute Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung im Schießgelände konnte festgestellt werden. Hier wie bei der Aufnahme von PHILIPPI wurde beobachtet, daß *Carex buxbaumii* meist in feuchten Pfeifengrasbeständen wächst und nicht in Großseggenbeständen. In der Schilf- und Röhrichtzone wurde *Carex buxbaumii* nicht gefunden (Tab. 1). Es wäre genauso möglich, diese Gesellschaft den Kalkflachmooren der Caricion-davallianae zuzuordnen, die den Breitblättrigen Wollgras Beständen angehört (s. auch BRAUN 1968, 1970). *Carex davalliana* bildet in Pfeifenaras- und

Naßwiesen bisweilen eine auffallende Fazies und ist durch den wesentlich höheren Anteil an *Molinia caerulea* und einer bedeutend höheren Artenzahl in den Beständen zu unterscheiden (BRAUN 1968).
Diese Pflanzengesellschaft des Schießplatzes läßt sich nicht ohne weiteres einer bekannten Gesellschaft eindeutig zuordnen. Dies mag an den Störeinflüssen (z.B. Tontaubenscherben etc.) liegen. Auch die Entwässerungsgräben zum einen oder die fehlende Mahd zum andern sind hier als wichtige Einflüsse zu betrachten. *Molinia caerulea* bevorzugt stickstoffarme Böden. Bei fehlender Mahd und Nichtentfernung der Streu bleibt sie zur Mineralisation im Gelände zurück. Gleichzeitig mit Änderung des N-Haushaltes vollzieht sich eine Umstellung der Artenzusammensetzung. Hohe Stauden oder Sumpfseggen *(Carex acutiformis)* und sonstige Grasartige gewinnen die Überhand (ELLENBERG 1982). Diese Situation konnte hauptsächlich in den Randgebieten beobachtet werden, wo vermutlich ein Nährstoffeintrag stattfindet.

5.1.4. Mögliche Pflegemaßnahmen brachliegender Streuwiesen
Um die Streuwiese als Nutzungsoption in unserer Heimat zu erhalten, sollte sie wenigstens alle zwei Jahre gemäht und das Mähgut entfernt werden. Dabei ist die Herbstmahd der Sommermahd vorzuziehen, damit die Samen zur Reife gelangen (ELLENBERG 1982, GIGON und BOCHERENS 1985). Durch eine regelmäßige Mahd wird auch der Faulbaumaufwuchs verhindert. Im Südosten wurde bereits begonnen, das Faulbaumgebüsch zu entfernen. Es sollte aber auch die Streu aus der Fläche entfernt werden, damit ein Nährstoffeintrag verhindert wird. Es wird auch dringend empfohlen, die Tontauben aus dem Niedermoor regelmäßig zu entfernen, um den *Carex-buxbaumii*-Bestand nicht noch mehr zu gefährden.

5.2 Boden
5.2.1.Boden-pH
Das angrenzende Gelände im Nordwesten des Niedermoores ist stark vernäßt. Vermutlich tritt hier aus unterirdischen Quellen Wasser aus. Da dieses Gebiet zum Niedermoor hin stark abfällt, werden der Wasserzulauf und somit der Stoffeintrag von hier aus stattfinden.
Die Böden dieser Hänge bestehen aus Ablagerungen der Jungmoränen, deren Entkalkung noch gering fortgeschritten ist und die somit zum Baseneintrag beitragen können (SCHLENKER und MÜLLER 1975). Dieser Wasserzufluß und der dadurch verursachte Baseneintrag ist wahrscheinlich für den höheren pH-Wert in der Schilfzone verantwortlich. In Richtung Südosten wurde eine starke Versauerung (pH-Abnahme um 2,8 pH-Einheiten) festgestellt. In diesem Bereich nimmt offensichtlich die Basenzufuhr ab, die im Randbereich deutlich wirksam sein dürfte (Abb. 10).

5.2.2. Blei im Boden
Blei liegt im Boden in Form von wasserlöslichen Ionen, in molekularer Form, gebunden an Bodenkolloide und an Tonminerale, in Verbindung mit Eisen- und Aluminiumoxiden, gebunden an organischem Material in austauschbarer Form oder als Organo-Metallkomplex vor (KHAN 1979). Blei wird vor allem in unlöslicher Form im Boden festgelegt. Die wasserlösliche Fraktion ist ein geringer Teil der leicht austauschbaren Form, die vor alllem in organischer Form als Nitrate, Bicarbonate und Chloride vorliegt (KHAN 1979). Die austauschbare und wasserlösliche Schwermetallfraktion kann als die mobile Fraktion eines Elementes im Boden definiert werden (COTTENIE und VERLOO 1984). Dabei ist das pH anscheinend der wichtigste Faktor, der die Mobilität der Schwermetalle beeinflußt (VERLOO et al. 1980, RINNE und BARCLAY-ESTRUP 1980, BRÜMMER und HERMS 1985).

In verschiedenen Böden konnte gezeigt werden, daß bei pH 6 der Bleigehalt in der Bodenlösung einen Minimalwert vorweist. Bei pH-Erniedrigung und -Erhöhung findet eine Schwermetallmobilisierung statt (HERMS 1982). Saure Bodenreaktionen verhindert eine Ausfällung bzw. eine schnelle Bindung von Blei an mineralische oder organische Sorptionskomplexe. Dadurch ist eine erhöhte Blei-Aufnahme der Pflanzen möglich (JUDEL 1977).
Im Bereich der niedrigsten Boden-pH-Werte wurden fast der gesamte Schrotkugelniederschlag und die höchste Blei-Konzentration in den 1 M Ammoniumacetatauszügen (pH 7) festgestellt.
Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, daß eine mobile Blei-Fraktion im Boden vorhanden ist, die nicht nur pflanzenverfügbar ist, sondern auch durch eventuelle Auswaschungen langfristig in das Grundwasser verlagert wird. KIEKENS und COTTENIE (1982) konnten in Sandböden bei Zugabe von Torf eine höhere extrahierbare Blei-Konzentration (in Ammoniumacetatauszügen pH 7) (81,7 mg/kg) als bei Zugabe von Kalk (50,5 mg/kg)
und Ton (10,8 mg/kg) erzielen. Daraus muß gefolgert werden, daß Torfböden im Gegensatz zu anderen Böden keine geeigneten Substrate sind, um Schwermetalle, hier im besonderen Blei, aufzufangen und somit auch nicht als Schießplätze geeignet sind.

Das Auszugsverfahren mit 1 M Ammoniumacetatlösung (pH 7) ist geeignet, die Schwermetallfraktion im Boden zu extrahieren, die für die Pflanzen leicht verfügbar ist (ANDERSSON 1975).
Mit dieser Methode konnten erhebliche Blei-Konzentrationen (bis zu 4635 mg/kg Boden TG) (Abb. 11) gemessen werden. Dies entspricht den Blei-Konzentrationen in schlackehaltigen Substraten in Belgien (5778 mg/kg bis 4515 mg/kg) (SIMON 1978). Der Grenzwert für den Blei-Gesamtgehalt für

Grünlandböden (0 - 10 cm Tiefe) beträgt 100 mg/kg Boden (VETTER 1982). Für Ackerboden für Baden-Württemberg wurde der durchschnittliche Blei-Gesamtgehalt mit 39,7 mg/kg errechnet. Es wurde ein örtliches Maximum in Titisee-Neustadt in einem Urgesteinsboden von 168 mg/kg gemessen (HOFFMANN et al. 1981). Diese Werte werden weit überschritten. In den Ammoniumacetat-Auszügen wurden zwei deutliche Maxima verzeichnet, das erste in Untersuchungsquadrat 11 (4635 mg/kg Boden TG) und das zweite in Untersuchungsquadrat 14 (3473,3 mg/kg Boden TG) in Transekt A. Die Ursache für diese zwei Maxima könnte eventuell im Schießverhalten liegen (UHLARZ mündl. Mitt.):

1. Die Schrotflinten besitzen zwei Läufe mit unterschiedlicher Reichweite, der linke Lauf hat eine größere Reichweite.
2. Die Tontauben haben unterschiedliche Flughöhe, dadurch wird mit unterschiedlichem Steigungswinkel geschossen.
3. Durch das Treffen der Tontauben wird der Schrot im Flug abgebremst .
4. Durch unterschiedliches Verhalten der Schützen: Der geduldige Schütze beobachtet zuerst die Flugbahn der Tontaube und drückt verhältnismäßig spät ab, dadurch hat der Schrot eine weitere Flugbahn. Der ungeduldige Schütze schießt erst und schaut dann, dadurch muß er meist zweimal schießen. Trifft er sofort, wird der Schrot früher abgebremst.

Im Haupttrefferbereich auf die Tontauben (40 - 70 m Entfernung von der Schießanlage) konnte mit dem Ammoniumacetatverfahren nur geringe Blei-Konzentrationen nachgewiesen werden. Es ist wahrscheinlich, daß in diesem Bereich auch eine erhebliche Blei-Akkumulation im Boden zu erwarten ist. GRIMM (1986) wies nach, daß beim Auftreffen von Schrot auf Knochen und Gewebe bis zu 2/3 der Bleimasse pulverisiert und zerlegt werden. Diese Pulverisierung der Schrotkugeln ist vermutlich auch beim Auftreffen auf Tontauben zu erwarten. Ebenso entsteht Blei-Staub durch den Abrieb der Schrotkugeln im Gewehrlauf (s. u. Blei in Pflanzen).
Durch die pH-Werte (pH 6 - 7), die in dieser Zone gemessen wurden, wird vermutlich das Blei in langkettigen Huminsäurekomplexen in einer weniger mobilen Form gebunden (HERMS 1982,
BRÜMMER und HERMS 1985). Hier sollten noch die Blei-Gesamtkonzentrationen im Boden ermittelt werden.

5.3. Blei in Pf1anz en

In Vorversuchen wurden ungewaschenes und gewaschenes Probenmaterial von *Climacium dendroides* untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, daß die gewaschenen Proben 40 - 50 % geringere Blei-Konzentrationen aufwiesen. Dies wird auch von anderen Autoren bestätigt (FIDORA 1972, LÖTSCHERT et al. 1975, OSWALD 1985). Um das Verfahren zu Standardisieren, kamen nur gewaschene, vitale Pflanzenteile zur Verwendung, da in abgestorbenen, braunen Moosteilen eine viel höhere Blei-Konzentration (60 - 131 %) nachgewiesen werden konnte (PAKARINEN und RINNE 1979). Da die Schwermetalle über Ionenaustausch vor allem an der Oberfläche der Blättchen aufgenommen werden, sind die Werte auch von unterschiedlichen Arten vergleichbar (LÖTSCHERT et al. 1975). Natürlich beeinflussen die Zellwanddicke und die Oberflächenbeschaffenheit im größten Maße die Schwermetallaufnahme. Sie variiert aber auch innerhalb einer Art durch unterschiedliche Umwelteinflüsse, Alter, Substratbeschaffenheit usw. (LÖTSCHERT et al. 1975) und unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen (VETTER 1982). Wurzeln von Feuchtgebietspflanzen können Schwermetalle akkumulieren und auch in andere Pflanzenorgane transportieren (DUNSTAN und WINDOM 1975).

In den einzelnen Pflanzenproben aus denselben Untersuchungsquadraten waren tatsächlich recht unterschiedliche Blei-Konzentrationen nachweisbar (Abb. 12). Dennoch konnte mit der Entfernung von der Schießanlage eine deutliche Zunahme der Blei-Konzentration in allen untersuchten Pflanzenproben festgestellt werden. Deshalb wurde weniger Augenmerk auf die Blei-Konzentrationsdifferenzen in den unterschiedlichen Arten in demselben Untersuchungsquadrat gelegt. Statt dessen wurde den Konzentrationsveränderungen in der Abfolge eines Transektes vorrangige Bedeutung beigemessen. Es ist zu vermuten, daß diese Blei-Konzentrationsunterschiede innerhalb der Probenquadrate auch von der Stichprobennahme beeinflußt wurden. Moose, die auf den Horsten wachsen, weisen wahrscheinlich niedrigere Blei-Konzentrationen auf als Moose, die direkt auf dem Boden wachsen, wenn man der kapillaren Wasserleitung vom Boden eine hohe Bedeutung einräumt. Hier wären noch gezielte Nachforschungen anzustellen.

Auch in zwei Proben von *Molinia caerulea*, die aus demselben Untersuchungsquadrat (Transekt A, Fläche 9) stammten, wurden ähnlich große Konzentrationsschwankungen wie bei den Moosproben beobachtet (Abb. 13). Die Ursache kann in den Unterschieden von Alter und Oberflächengröße der Pflanzen liegen (LÖTSCHERT et al.1975).
Blei gilt als eines der weniger giftigen Schwermetalle für die Pflanzen. Sie besitzen im allgemeinen eine sehr hohe Bleitoleranz und können Größere Mengen aufnehmen, ohne daß eine Schädigung feststellbar ist. Tiere zeigen teilweise schon Vergiftungserscheinungen bei Konzentrationen, die für Pflanzen noch nicht zu sichtbaren Veränderungen führen (SAUERBECK 1982).

Im allgemeinen konnte gezeigt werden, daß die größte Blei-Kontamination in den Pflanzen im Süden und Südosten (Transekt A) des Schießplatzes gefunden wurde. Die Belastung stand in einem deutlichen Zusammenhang mit der Bodenkontamination (siehe auch KLOKE 1982).

Es gilt nun zu klären, warum in den Proben der Moose und von *Molinia caerulea* auch in dem vorderen Bereich von Transekt A (bis zu 70 m Entfernung von der Schießanlage) im Gegensatz zu den Ammonium-acetatauszügen des Bodens meßbare Blei-Konzentrationen nachgewiesen wurden. In einer geschlossenen Schießhalle wurde während des Hauptbetriebes eine bis zu 10^4 fach höhere Blei-Konzentration in der Luft im Vergleich zur Außenluft festgestellt. 40 bis 50 % dieser Blei-Aerosole hatten eine Größe $\leq$ 2 um (OLMEZ et al. 1985, MUSKET 1980). Durch die Verdampfung von Blei beim Schießen entsteht Blei-Oxid-Staub. Auch durch den Abrieb der Kugeln im Gewehrlauf und beim Auftreffen auf das Ziel entsteht feinverteiltes Blei (GRIMM 1986, FISCHBEIN et al. 1979). Darauf könnte die Grundbelastung der Pflanzen im gesamten Schießgelände zurückgeführt werden. Durch Luftbewegungen wird dieses bleihaltige Aerosol im gesamten Untersuchungsgelände verteilt. Der Hauptniederschlag erfolgt aber wahrscheinlich in der Nähe der Schießanlage.

LÖTSCHERT et al. (1981) gibt für die ombrogenen Hochmoore des Voralpengebiets einen mittleren Blei-Gehalt in Sphagnummagellanicum-Köpfchen von 28,6 ug/g an. Da in Hochmooren nur ein Schwermetalleintrag über Niederschläge möglich ist, kann dieser Wert als Grundbelastung im Voralpengebiet angenommen werden. Für unbelastete Moose werden für Großbritannien 40 ug/g (ELLISON et al. 1976) und für Skandinavien 5,0 u*g/g* (ROHLING u. TYLER 1971) angegeben. Die Blei-Konzentrationen, die für unbelastetes Material in dieser Arbeit gemessen wurde *(Climacium dendroides* aus dem Attlenseemoos, Allgäu), liegt bei 14,2 ug/g TG. Diese geringe Konzentration weisen einige Proben des Untersuchungsgeländes auf. Es kann daraus geschlossen werden, daß im Untersuchungsgebiet die Grundbelastung durch andere Blei-Immissionen infolge der Lage - die Fläche ist von Wald umgeben - minimal ist. Der Straßenverkehr hat wohl keinen direkten Einfluß auf diese Fläche.

In vielen Untersuchungen wurde festgestellt, daß Moose geeignete Bioindikatorpflanzen für Schwermetallimmissionen (z. B. Blei-Aerosole aus Auspuffgasen) sind (LÖTSCHERT et al. 1975, PAKARINEN et al. 1979, BROWN et al. 1972, GRODZINSKA 1978, WINKLER 1977, REJMENT-GROCHOWSKA 1976, LEE 1984, MUHLE 1984, OSWALD 1985 u. a.). Die Moospflanzen können durch Ionenaustausch an ihrer Oberfläche Schwermetalle leicht aufnehmen (LÖTSCHERT et al. 1975). Es konnte aber auch gezeigt werden, daß auch höhere Pflanzen in der Lage sind, Schwermetalle aus der Luft aufzunehmen (FIDORA 1972, MACLEAN et al. 1969). SUCHODOLLER (1967) applizierte eine Blei-Nitratlösung auf Gerstenblätter. Die Gerstenpflanzen transportierten das in geringem Maße aufgenommene Blei vor allem in apikaler Richtung des Sprosses. HEMPHILL (1975) konnte unterschiedliches Verhalten von Salat- und Rettichpflanzen zeigen. Das auf die Salatblätter applizierte Blei wurde ebenfalls nur zu einem geringen Teil aufgenommen und in apikaler Richtung transportiert, dagegen wurde das von den Rettichblättern aufgenommene Blei in die Speicherwurzel verlagert. Dies kann auch bei *Molinia caerulea* vermutet werden.

In der Untersuchungsserie von *Molinia caerulea* befindet sich ein Wert, der im Vergleich zu den Blei-Konzentrationen im Boden sehr hoch ist (Transekt A, Untersuchungsquadrat 4). In der gesamten Pflanze wurden Konzentrationen (Abb. 13) gemessen, die im Konzentrationsbereich der Pflanzenproben aus den Untersuchungsquadraten 10 und 11 (Transekt A) liegen. In Untersuchungsquadrat 3 (Transekt A) wurde in *Aulacomnium palustre* ebenfalls eine sehr hohe Blei-Konzentration (113,4 ug/g) gefunden. Diese Ergebnisse sind nur schwer zu erklären, da in den Ammoniumacetat-Auszügen des Bodens keine Blei-Belastung zu verzeichnen war. Möglicherweise hängen die sehr hohen Konzentrationen in den oberirdischen Sproßteilen von *Molinia caerulea* mit dem Blei-Abrieb zusammen (s. o.). Im Bereich zwischen 40 und 60 m Entfernung von der Schießanlage in den Transekten A liegen die meisten Tontaubenscherben. Das heißt, daß sich in dieser Zone die höchste Trefferquote der Schützen befindet und somit auch ein hoher Blei-Abrieb sich auf den Pflanzen niederschlagen kann. Die Schrotkugeln selbst werden beim Auftreffen abgelenkt und fliegen weiter. Die hohe Konzentration in den Wurzeln ist schwierig zu interpretieren, da nur ein geringer Teil des Blei von der Sproßoberfläche in die Wurzel verlagert wird (HEMPHILL 1975). Natürlich kann auch eine lokale Schwermetallakkumulation (Bodenproben wurden neben den Untersuchungsquadraten entnommen) oder besondere Bodenverhältnisse vorliegen. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit bestünde darin, daß sich durch den Eintrag von Basen (s. o.) die Blei-Bindungsverhältnisse und dadurch die Mobilität im Boden und die Verfügbarkeit der Blei-Ionen für die Pflanzen ändern. Dies müßte man mit Modellversuchen weiter verfolgen.

Schon HEVESY (1923) konnte den Beweis für die Blei-Aufnahme durch Wurzeln von *Vicia faba* und eine geringe Verlagerung in die oberirdischen Organe erbringen. In Gefäßversuchen zeigte *Lolium perenne* bei unterschiedlichen Blei-Konzentrationen in den Kulturlösungen eine

entsprechende Blei-Aufnahme. Dabei wurde ein geringer Teil in den Sproß verlagert (JONES 1973). Es ist wahrscheinlich, daß bei *Molinea caerulea* ein Teil des aufgenommenen Blei ebenfalls in den Sproß verlagert wurde.
Die höchsten Konzentrationen konnten in den Wurzeln und in den Blättern festgestellt werden. Im allgemeinen waren in den Stengelverdickungen, dem Stengel und der Rispe nur geringe Konzentrationen zu verzeichnen. Eine Ausnahme machten zwei Proben (Untersuchungsquadrat 9 und 12, Transekt A). Sie hatten Blei-Werte von 90,4 ug/g und 58,7 ug/g. Die Konzentrationen der anderen Proben lagen im Bereich zwischen 0,9 ug/g und 18,9 ug/g. Vielleicht liegt die Ursache in den verschiedenen Entwicklungsstadien des Blütenstandes, daraus resultiert auch eine unterschiedlich große Oberfläche der Rispen. Durch die unregelmäßige Oberflächenbeschaffenheit der Rispen erfolgte vielleicht keine gute Reinigung. FIDORA (1972) konnte zeigen, daß unterschiedliche Oberflächenbeschaffenheit (z. B. Behaarung) vermutlich verschiedene Blei-Konzentrationen verursachte.

5.4. Landschaftspflege und Schutzmaßnahmen

Um das Gebiet zu sanieren, muß eine Abtragung der obersten Bodenschicht in Erwägung gezogen werden. Dies sollte aber nur im Winter geschehen, wenn der Boden gefroren ist, damit nicht das gesamte Flachmoor zerstört wird. In dieser Arbeit wurde gezeigt, daß eine gewisse Blei-Konzentration in den Unterboden verlagert wurde und deshalb nicht damit Genüge getan ist, die obersten 10 cm des Bodens abzutragen. Eine bessere Lösung wäre, nicht nur aus Gesichtspunkten des Naturschutzes, sondern auch wegen der Kontamination des Trinkwassers, den Schießbetrieb auf ein Minimum zu reduzieren oder an einen geeigneteren Standort mit Auffangvorrichtungen für die Schrotkugeln zu verlagern und das Niedermoor unter Naturschutz zu stellen. Es ist zu bedenken, daß nur noch vier weitere Standorte von *Carex buxbaumii* in Baden-Württemberg bekannt sind. Größere Eingriffe sollten nur dann vorgenommen werden, wenn ein landschaftsökologischer Begleitplan vorliegt, der auf die schützenswerten Flachmoorteile Rücksicht nimmt. Besonders müßten die hydrologischen Verhältnisse vorher untersucht werden.

6. LITERATUR

Andersson, A., Nilsson, K.O. (1974): Influence of lime and soil pH on Cd availability to plants. Ambio 3, 198 - 200.

Andersson, A. (1975): Relative efficiency of nine different soil extractants. Swedish J. agric. Res. 5, 125 - 135.

Braun, W. (1968): Die Kalkflachmoore. Diss. Botanicae 1.

Braun, W. (1970) : Bestimmungsübersicht über die Kalkflachmoore und deren wichtigsten Kontaktgesellschaften im Bayerischen Alpenvorland. Ber. Bayer. Bot. Ges. 42, 109 - 148.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie.

Brown, D.H., Bates, J.W. (1972): Uptake of lead by two populations of Grimmia doniana. J. Bryol. 7, 187 - 193.

Brümmer, G., Herms, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit, -Bindung und Verfügbarkeit in Böden. Bielefelder ökol. Beitr. 1, 117 - 139.

Brüne, H. (1982): Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten der Reduzierung. Ber. z. 125jähr. Bestehen der Hess. Landwirt. Versuchsanstalt, 57 - 82.

Cottenie, A., Verloo, M. (1984): Analytical diagnosis of soil Pollution with heavy metals. Fresenius Z. Anal. Chem. 317, 389-393.

Dietl, G. (1986): Abhängigkeit der Schwermetallaufnahme höherer Pilze von der Substratzusammensetzung und von Standortsfaktoren. Dissertation, Universität Ulm.

Ditter, P. (1982): Einfluß der naturräumlichen Ausstattung, Bodennutzung und Besiedlung auf die Schwermetallgehalte (Zn, Pb, Cd) von Oberflächengewässern im ländlichen Raum. Dissertation, Universität Gießen.

Dubinski, B.J., Simpson, R.L., Good, R.E. (1986): The retention of heavy metals in sewage sludge applied to a fresh water tidal wetland. Estuaries 9, 2, 102 - 111.

Dunstan, W.M., Windom, H.M. (1975): The influence of environmental changes in heavy metal concentrations of Spartina alterniflora, 393 - 404. In: Cronin, L.E. (ed.), Estuaring Research II. Geology and Engineering.

Ellenberg, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.

Ellison, G., Newham, J., Pinchin, M.J., Thompson, I. (1976): Heavy metal content of moss in the region of Consett (North East England). Environ. Pollut. 11, 167 - 174.

Fidora, B. (1972): Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 85, 5/6, 219 - 227.

Fischbein, A., Rice, C., Sarkozi, L., Kon, S.H., Petrocci, M., Selikoff, I.J. (1979): Exposure to lead in firing ranges. JAMA 241, 11, 1141 - 1144.

Frahm, Y.- P., Frey, W. (1983): Moosflora.

Gigon, A., Bocherens, Y. (1985): Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland? Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 52, 53 - 65.

Göttlich, K. (1980): Moor- und Torfkunde.

Grimm, F. (1986): Blei und Eisen im Wildkörper. Die Pirsch 18, 1287.

Grodzinska, K. (1978): Mosses as bioindicators of heavy metal Pollution in Polish National Parks. Water, Air and Soil Pollution 9, 83 - 97.

HARMS, K. H., PHILIPPI, G., SEYBOLD, S.: Rote Liste der Farne und Blütenpflanzen 1983, 70 - 84. In: Arbeitsblätter zum Naturschutz 5, 1986; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Hegi, G. (1968/1969): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band II, 1, Lieferung 2, 3.
Hegi, G. (1977): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band II, Teil 1.
Hemphill, D.D., Rule, J.H. (1975): Foliar uptake and translocation of Pb-210 and Cd-109 by plants. International Conference on Heavy Metals in the Environment, 77 - 86. In: Symposium Proceedings, II, 1.
Herms, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetallöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Dissertation, Universität Kiel.
Hess, H.E., Landolt, E., Hirzel, R. (1967): Flora der Schweiz.
Hevesy, G. (1923): The absorption and translocation of lead by plants. J. Biochem. 17, 439 - 445.
Hoffmann, G., Schweiger, P., Scholl, W., Schmid, R. (1981): Grundbelastung der Böden von Baden-Württemberg mit Schwermetallen. Landwirtschaftl. Forschung Sonderheft 38, 324 - 337.
Issler (1932): zitiert in Oberdörfer, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften.
Jones, L.H.P., Clement, C.R., Hopper, M.J. (1973): Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots.
Plant and Soil 38, 403 - 414.
Judel, G.K., Stelte, W. (1977): Gefäßversuche mit Gemüsepflanzen zur Frage der Bleiaufnahme aus dem Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 140, 421 - 429.
Khan, D.H. (1980): Lead in the soil environment. Marc Report 21.
Kiekens, L., Cottenie, A. (1982): Possibilities of reducing plant availability of heavy metals in a contaminated soil. In: Davis, R.D.,
Hücker, G., L'Hermit, P. (eds.) (1983), Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge. Proceedings of a Workshop.
Klapp, E. (1983): Taschenbuch der Gräser.
Kloke, A. (1982): Tolerable amounts of heavy metals in soils and their accumulation in plants. In: Davis, R.D., Hücker, G., L'Hermit, P. (eds.) (1983): Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge. Proceedings of a Workshop.
Knapp, R. (1971): Einführung in die Pflanzensoziologie.
Kotz, L., Kaiser, G., Tschöpel, P., Tölg, G. (1972): Aufschluß biologischer
Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. Z. Anal. Chem. 260, 207 - 209.
Lee, J., Jonasson, I.R., Goodfellow, W.D. (1984): Metal accumulation by bryophytes in some zinc-rich blanket bogs, Selwyn Mountains, Yukon
Territory. Can. J. Bot. 62, 722 -
Lötschert, W. , Wandtner, R., Hiller, H. (1975): Schwermetallanreicherung bei Bodenmoosen in Immissionsgebieten. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 88, 3, 419 - 431.
Lötschert, W., Wandtner, R. (1981): Schwermetallakkumulation in Sphagnetum magellanici aus Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 95, 341 - 351.
MacLean, A.J., Halstead, R.L., Finn, B.J. (1969): Extractability of added lead in soils and its concentration in plants. Can. J. Soil Sei. 49, 327 - 334.
Muhle, H. (1984): Moose als Bioindikatoren. Advances in Bryologie 2, 65 - 89.
Muskett, C.J., Caswell, R. (1980): An investigation into lead in two indoor small-bore rifle ranges. Ann. occup. Hyg. 23, 283 - 294.
Neumann, A. (1952): Vorläufiger Bestimmungsschlüssel für
Carex-Arten Nordwestdeutschlands im blütenlosen Zustand. Mitt. Florist. Soziol. Arbeitsgemeinschaft N.F., Heft 3, 44 - 77.
Oberdörfer, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Pflanzensoziologie 10.
Oberdörfer, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I.
Oberdörfer, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora.
Olmez, I., Kotra, J.P., Lowery, S., Zoller, W.H. (1985): Airborne lead and trace elements in an indoor shooting ränge A study of the DC National
Guard Armory Pistol Range. Environ. Toxicol. Chem. 4, 447 - 452.
Oswald, K. (1985): Das Bodenmoos Bryum argenteum Hedw. als
I ndikator für die Bleibelastung der Luft. Diplomarbeit, Universität Ulm.
Overbeck, F. (1975): Botanisch-Geologische Moorkunde.
Pakarinen, P., Rinne, R.J.K. (1979): Growth rates and heavy metal concentrations of five moss species in paludified spruce forests. Lindbergia 5, 77 - 83.
Philippi, G. (1971): Beiträge zur Flora der nordbadischen Rheinebene und der angrenzenden Gebiete. Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl. 30, 1, 9 - 47.
Rehrauer, M. (1985): Schwermetallmobilisierung aus Flußsedimenten und deren Anreicherung in Wassermoosen. Diplomarbeit, Universität Ulm.
Rejment-Grochowska, I. (1976): Concentration of heavy metals, lead, iron, manganese, zinc and copper, in mosses. J. Hat tori Bot. Lab. 41, 225 - 230.
Rietz, E., Sauerbeck, D., Timmermann, F., Lüders, A. (1983):
Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in

Abhängigkeit von der Kalkung eines schwermetallverseuchten Bodens. Landwirtsch. Forsch., Son derheft 36, 295 - 306.
Rinne, R.J.K., Barclay - Estrup, P. (1980): Heavy metals in a feather moss, Pleurozium schreberi, and in soils in NW On tario, Canada. Oikos 34, 59 - 67.
Rühling, A., Tyler, G. (1971): Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. J. Appl. Ecol. 8, 497 - 507.
Sachs, L. (1972): Statistische Auswertungsmethoden.
Sauerbeck, D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträch tigungen zu vermeiden? Landwirtsch. Forsch. Sonderheft, Kongreßband 39, 108 - 129.
Scheffer, F., Schachtschabei, P., Blume, H.-P., Hartge, K.H., Schwertmann, U. (1979): Lehrbuch der Bodenkunde.
Schlenker, G., Müller, S. (1975): Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg II.Teil (Wuchsgebiet Südwestdeutsches Alpenvorland). Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 24, 3 - 37.
Schlichting, E., Blume, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum.
Schlipköter, H.-W., Pott, F. (1974): Die gesundheitliche Bedeutung von Blei. VDI-Berichte 203, 24 - 29.
Schönburg, J. (1984): Schießstände - umweltgefährdend? Die Pirsch 24, 1739 - 1742.
Seybold, S. (1977): Die aktuelle Verbreitung der höheren Pflanzen im Raum Württemberg. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 9.
Simon, E. (1978): Heavy metals in soils, Vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. New Phytol. 81, 175 - 188.
Stiefel, D., Schönburg, J. (1986): Die Kugeln sind alle von Eisen und von Blei . . . Die Pirsch 18, 1285 - 1293.
Suchodoller, A. (1967): Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Straßen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen. Ber. Schweiz. Bot. Ges. 77, 266 - 308.
Vallee, B.L., Ulmer, D.D. (1972): Biochemical effects of mercury, cadmium and lead. Ann. Rev. Biochem. 41, 91 - 128.
Verloo, M., Kiekens,L., Cottenie, A. (1980): Distribution patterns of essential and nonessential trace elements in the soil - soil solution System. Pedologie 30, 163 - 175.
Vetter, H. (1982): Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Pflanzen. Landwirtsch. Forsch. Sonderheft 39, 12 - 27.
Winkler, S. (1977): Flechten und Moose als Bioindikatoren. In Frey, W., Hurka, H., Oberwinkler, F. (eds.): Beiträge zur Biologie der niederen Pflanzen, 155 - 176.

Abb. 4: Kleinseggenzone mit Wollgras , im Hintergrund Faulbaumaufwuchs und Waldzone (August 1985).

Abb. 5: Zone des Faulbaumaufwuchses (August 1985).