

N-Akkumulationen in krumenwechselfeuchten Gebirgsböden ausgelöst durch Bewirtschaftungsaufgabe

A. BOHNER

Abstract

In the case of abandonment grasses like *Festuca rubra* agg. and *Agrostis capillaris* can spread in mountain areas on acid soils with periodic moistening. This causes a decline of species richness. Since there is a closed nutrient cycle, in acid mountain soils with periodic moistening the upper horizon will be gradually enriched primarily with organic N, $\text{NH}_4\text{-N}$, K and to a lesser extent with organic S. Nitrification is retarded; therefore mineralized N accumulates mostly in form of $\text{NH}_4\text{-N}$. Further important ecological consequences of abandonment and periodic moistening are humus-disintegration without N-reduction because of small $\text{NO}_3\text{-leaching}$ losses, narrowing of C/N- and C/S ratios, decrease of soil water storage capacity and effective cation-exchange capacity, enrichment of organic N in the soil solution and at the exchange complex, reduction of base saturation, relative excess of Cl in the soil solution because of retarded nitrification and sulfat production, enrichment of Mn, P and Si in the soil solution and selective redistribution of elements towards more mobile fractions. The easiest way to avoid a succession-induced eutrophication of the ecosystem is a suitable alpine grazing.

Zusammenfassung

Die Reliefposition der Böden (Toposequenz) und die Art der Bewirtschaftung beeinflussen sehr wesentlich den chemischen Bodenzustand und den Stoffmetabolismus in Gebirgsböden. Wenn es aufgrund einer Bewirtschaftungsaufgabe zu einer Hochgraswiesenbildung kommt, dann akkumulieren in sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsböden infolge eines weitgehend geschlossenen Nährstoffkreislaufes im Oberboden insbesondere organischer N, $\text{NH}_4\text{-N}$, K und in geringerem Ausmaß auch organischer

S, bis das standörtliche Akkumulationsniveau erreicht ist. In sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsböden ist die Nitrifikation gehemmt; daher reichert sich der mineralisierte N zum Großteil in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ an. $\text{NH}_4\text{-N}$ und organischer N werden in Glimmer- und Schluff-reichen Gebirgsböden sehr stark am Sorptionskomplex retiniert. In krumenwechselfeuchten, sauren Gebirgsböden bewirkt die Flächenstilllegung und nachfolgende Hochgraswiesenbildung durch bevorzugte Abspaltung mobiler, C-reicher Humussubstanzen einen Humusrückgang ohne N-Vorratsabbau, weil infolge gehemmter Nitrifikation der N-Verlust durch Nitratauswaschung gering ist und viel $\text{NH}_4\text{-N}$ im Boden retiniert und in die organische Substanz des Bodens eingebaut wird. Weitere wichtige bodenchemische Veränderungen ausgelöst durch Flächenstilllegung und Nivigenhydromorphismus sind Verengung der C/N- und C/S-Verhältnisse, Verlust an Wasserspeicherkapazität und Verminderung der effektiven Kationenaustauschkapazität durch Humus-Vorratsabbau, Anreicherung von organischem N in der Boden-Sättigungslösung und am Sorptionskomplex, Abnahme der Basensättigung insbesondere durch Rückgang der Ca-Sättigung und Zunahme der Mn- und Al-Sättigung, relativer Cl-Überschuss in der Boden-Sättigungslösung infolge gehemmter Nitrifikation und Sulfatproduktion, Anreicherung vor allem von Mn, P und Si in der Boden-Sättigungslösung sowie selektive Phasenumverteilung der Stoffe hin zu mobilen Fraktionen primär durch reduktionsinduzierte Lösungs- und Austauschreaktionen. Die sukzessionsbedingte N-Anreicherung begünstigt auf sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsböden die weitere „Vergrasung“ mit Rot-Schwügel (*Festuca rubra* agg.) und Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*), wodurch die floristische Artenvielfalt sinkt.

1. Einleitung

Anlässlich der 9. Gumpensteiner Lysimetertagung wurde über N-Akkumulationen in frischen Gebirgsböden ausgelöst durch Nutzungsaufgabe berichtet (BOHNER, 2001). In frischen (ausgeglichenen) Gebirgsböden reichern sich im Oberboden im Falle einer Flächenstilllegung und nachfolgenden Hochgraswiesenbildung allmählich vor allem $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, K und Si an. Es kommt zu saisonalen Salpetersäureimpulsen, weil durch Bewirtschaftungsaufgabe das $\text{NO}_3\text{-N}$ -Angebot im Boden den N-Bedarf der Pflanzen und Boden-Mikroorganismen übersteigt. Die wichtigsten ökologischen Folgen einer Hochgraswiesenbildung auf frischen Gebirgsböden sind Humus-Vorratsminderung, N_{org} -Vorratsabbau vor allem durch Nitratverlagerung, Erweiterung des C/N-Verhältnisses, Verlust an Wasserspeicherkapazität, Verminderung der effektiven Kationenaustauschkapazität, Verlust an Säureneutralisationskapazität, Abnahme der Basensättigung, Zunahme der austauschbaren Acidität, Phasenumverteilung der Stoffe hin zu mobileren Fraktionen und selektive Stoffverlagerungen im Boden.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, die ökochemischen Veränderungen ausgelöst durch Bewirtschaftungsaufgabe in nivigen-krumenwechselfeuchten Gebirgsböden am Beispiel einer Hochgraswiesenbildung zu dokumentieren.

2. Methoden

Um die langfristigen ökologischen Folgen einer Bewirtschaftungsaufgabe relativ schnell feststellen zu können, wurde eine extensiv beweidete Almfläche mit einer seit langem nicht mehr bewirtschafteten Hochgraswiesenfläche vergleichend untersucht. Die beiden Untersuchungsflächen befinden sich in unmittelbarer Nachbarschaft; sie unterscheiden sich nur in der Art der Bewirtschaftung.

Autor: Dr. Andreas BOHNER, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Altirdning 11, A-8952 IRDNING

tung und im Bodentyp. Unterschiede hinsichtlich des chemischen Bodenzustandes können bei diesem Nachbarschaftsvergleich auf die differenzierte Art der Bewirtschaftung und auf den unterschiedlichen Wasserhaushalt zurückgeführt werden.

Die Bodenproben wurden aus der Tiefenstufe 0-10 cm (AP-Horizont) gezogen, da hier mit den größten bewirtschaftungsbedingten Veränderungen der Bodeneigenschaften zu rechnen ist. Die Bodenproben wurden unmittelbar nach der Entnahme in einer Kühlbox ins Labor transportiert. Von den feldfrischen Proben wurde nach der Methode von F. SOLAR eine Boden-Sättigungslösung (F-Fraktion) gewonnen. Neben dem gelösten Ionenpool sind vor allem auch die leicht mobilisierbaren, an der Austauschoberfläche gebundenen Ionengehalte entscheidend für die ökochemische Beurteilung eines Pflanzenstandortes (ULRICH, 1988). Daher wurde von den feldfrischen Bodenproben auch eine austauschbare Fraktion (A-Fraktion; mit 0,25 M LiCl-Lösung austauschbare Teilquanten) analysiert. Die Elementbestimmung in beiden Fraktionen erfolgte mit ICP und Ionenchromatographie. C_{tot} , N_{tot} und S_{tot} wurden von wurzelfreiem Bodenmaterial mittels Elementaranalysator bestimmt. Der Carbonatgehalt wurde nach SCHEIBLER ermittelt. Der Wassergehalt der feldfrischen Bodenproben und der Wassergehalt an der Fließgrenze wurden gravimetrisch bestimmt. Die Reduktionskapazität (gelöster C) wurde durch Rücktitration zugeführter und nicht verbrauchter Oxidationsäquivalen-

te festgestellt. Der pH-Wert wurde elektrometrisch und die elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch ermittelt. Die Säureneutralisationskapazität (bis pH 4,3) wurde mit HCl bestimmt. Der gelöste organische N wurde als Differenz aus totem gelöstem N und mineralischem gelöstem N berechnet. Außerdem wurden von luftgetrockneten Bodenproben das EDTA-extrahierbare Al, Fe und Mn sowie das lactatlösliche P und K analysiert.

3. Charakterisierung der Vergleichsstandorte

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Mirnockgebiet (Gegendal, Kärnten). Die Almweide in 1810 m Seehöhe wird sehr extensiv mit Rindern bestoßen und seit Jahren nicht mehr mit Handelsdünger (früher Ammoniumsulfat, Superphosphat, Hyperkali) gedüngt. Die unmittelbar benachbarte und durch einen Zaun getrennte Hochgraswiese in 1809 m Seehöhe wird seit langem nicht mehr beweidet. Die Untersuchungsflächen befinden sich auf einer Hangverebnung; die Hangneigung beträgt 6° und die Exposition ist SSO. Ausgangsgestein der Bodenbildung ist Zweiglimmerschiefer. Der „Weideboden“ ist eine mittelgründige, schwach krumenpseudovergleyte Braunerde. Der „Hochgraswiesenboden“ ist eine mittelgründige, stark krumenpseudovergleyte Braunerde. Die deutlich stärkere Krumenpseudovergleyung im „Hochgraswiesenboden“ hängt mit dem Relief und mit der windbedingten Schneeverfrachtung zusammen. In der

Hochgraswiese ist die Schneedecke wegen der äolischen Schneeanreicherung infolge geringfügig tieferer Lage etwas mächtiger als in der Almweide. Daher fällt mehr Schneeschmelzwasser an; eine stärkere nivigen bedingte Krumenpseudovergleyung ist die Folge. Die Almweide muß hinsichtlich des Wasserhaushaltes mit „nivigen-schwach krumenwechselfeucht“ eingestuft werden. In der Hochgraswiese ist der Standort „nivigenstark krumenwechselfeucht“. Die Humusform ist jeweils mullartiger Feuchtmoder und die Bodenart ist schluffiger Sand. Die Vegetation der Almweide ist ein Rot-Schwingel-reicher Bürstlingsrasen (Sieverson-Nardetum strictae Festuca rubra agg. Ausbildung). Der Pflanzenbestand in der Hochgraswiese nimmt ein Rot-Straußgras-Rot-Schwingel-Stadium (Agrostis capillaris-Festuca rubra agg.-Stadium) ein. Die starke, nivigen bedingte Krumenwechselfeuchtigkeit wird floristisch vor allem durch *Carex nigra*, *Viola palustris* und *Veronica alpina* ssp. *pumila* angezeigt. Durch Bewirtschaftungsaufgabe bzw. Hochgraswiesenbildung hat sich die floristische Artenvielfalt von 52 auf 43 Gefäßpflanzen reduziert (BOHNER, 1998).

4. Ergebnisse

Der „Hochgraswiesenboden“ weist trotz niedrigerer Bodentemperatur (BOHNER, 1998) und fehlender oberirdischer Phytomasseentnahme im AP-Horizont einen etwas niedrigeren Humusgehalt als der „Weideboden“ auf (Tabelle 1). Die vergleichsweise höheren Gehalte an N_{tot}

Tabelle 1: Humus-Kennwerte (AP-Horizont; 0-10 cm)

	C_{org}	% N_{tot}	S_{tot}	C_{org}/N_{tot}	C_{org}/S_{tot}	N_{tot}/S_{tot}	N_{org}/N_{tot}	$C_{org}/N_{tot}/S_{tot}$
Almweide	11,35	0,56	0,08	20	142	7,0	97	100 : 4,9 : 0,7
Hgw	11,10	0,72	0,10	15	111	7,2	98	100 : 6,5 : 0,9

Hgw = Hochgraswiese

Tabelle 2: Wassergehalt, Reduktionskapazität, Humusstabilität, organischer Stickstoff und Säureneutralisationskapazität (AP-Horizont; 0-10 cm)

	Wasser (Gew%)		mg C/l F-Fr.	Hu.stab.(%) F-Fr.	mg N_{org} /l		N_{org} % N_{anorg}	F-Fr.		SNK mval/l
	nBF	FG			F-Fr.	A-Fr.		N_{org} % N_{tot}	S_{anorg} % S_{tot}	
Almweide	47	214	39	0,07	2,2	6,0	271	0,08	0,8	0,8
Hgw	47	207	24	0,04	2,9	14,6	359	0,08	0,4	1,1

Wasser (Gew%) nBF = Wassergehalt bei natürlicher Bodenfeuchte; Wasser (Gew%) FG = Wassergehalt an der Fließgrenze; F-Fr. = Boden-Sättigungslösung; A-Fr. = LiCl-austauschbare Teilquanten; Hu.stab. = Humusstabilität (gelöster C in % von C_{org}); SNK = Säureneutralisationskapazität (bis pH 4,3)

Tabelle 3: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (AP-Horizont; 0-10 cm)

	Ca	Mg	i, µval/l		Na	Σ i ₊	H ₂ PO ₄	SO ₄	i, µval/l	Cl	Σ i ₋	µval/l
			K	NH ₄					NO ₃			Σ i ₊ - Σ i ₋
Almweide abs.	220	58	64	57	48	446	15	187	0	560	762	-316
%	49,2	12,9	14,3	12,8	10,7	100,0	2,0	24,5	0,0	73,5	100,0	
Hgw abs.	165	58	59	57	65	403	21	125	0	276	422	-19
%	40,9	14,3	14,6	14,2	16,2	100,0	5,0	29,6	0,0	65,5	100,0	

Tabelle 4: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (AP-Horizont; 0-10 cm)

	Al	µmol/l			µmol/l	MAK	µmol/l			Σ	pH	µS/cm	mmol/l	%	K+NH ₄ +Na
		Fe	Mn	Σ s	Si		MIKNÜ	MEBS			eL	J	AG	% Σ i ₊	
Almweide abs.	15,2	5,0	1,6	21,8	34	368	654	15	1037	6,30	96	0,91	8,2	38	
%	69,5	22,9	7,5	100,0		35,5	63,0	1,5	100,0						
Hgw abs.	12,2	4,3	2,4	18,9	48	310	402	12	724	6,11	63	0,65	7,7	45	
%	64,7	22,7	12,5	100,0		42,9	55,5	1,7	100,0						

MAK = Σ NO₃-N, NH₄-N, P, S, Ca, Mg, K; MIKNÜ = Σ Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl, Ni, Na, Si, Co, V, Cr; MEBS = Σ Al, As, Cd, Pb; eL = elektrische Leitfähigkeit; J = Ionenstärke; AG = H+Al+Fe+Mn in % von H+Al+Fe+Mn+Ca+Mg+K+Na (mol/l)

Tabelle 5: Mol-Verhältniszahlen in der Boden-Sättigungslösung (AP-Horizont; 0-10 cm)

	C/N _{org}	C/N _{anorg}	C/P _{anorg}	C/S _{anorg}	C/Si	N _{anorg} /S _{anorg}	C/(Al+Fe)	(Al+Fe+Mn)/P	(Al+Fe+Mn)/Si	Al/(Fe+Mn)	Fe/Mn
Almweide	21	57	224	35	96	0,6	161	1,5	0,6	2,3	3,1
Hgw	10	35	95	32	42	0,9	121	0,9	0,4	1,8	1,8

Tabelle 6: Kennwerte der A-Fraktion (LiCl-austauschbare Teilquanten) (AP-Horizont; 0-10 cm)

	Ca	Mg	K	NH ₄	mval/kg		Al	Fe	Mn	Σ	pH	pH
					Na						LiCl	CaCl ₂
Almweide abs.	60,3	7,3	3,8	12,6	0,7	30,55	1,51	0,53	117,44	4,20	4,20	3,9
%	51,4	6,2	3,2	10,8	0,6	26,0	1,3	0,4	100,0			
Hgw abs.	23,6	10,4	3,9	13,9	0,7	31,65	1,08	2,14	87,45	4,26	4,26	4,0
%	27,0	11,9	4,5	15,9	0,8	36,2	1,2	2,5	100,0			

Σ = effektive Kationenaustauschkapazität (LiCl-Extrakt)

und S_{tot} sowie die engeren C_{org}/N_{tot}- und C_{org}/S_{tot}-Verhältnisse zeigen einen N- und S-reicheren Humus im „Hochgraswiesenboden“ an. Das weitere Verhältnis von N_{tot}/S_{tot} und N_{org}/N_{tot} ist ein Hinweis dafür, dass im „Hochgraswiesenboden“ in erster Linie organischer N akkumuliert. Der N liegt im „Hochgraswiesenboden“ zu 98 % und im „Weideboden“ zu 97 % in organischer Bindung vor. Der „Hochgraswiesenboden“ weist im AP-Horizont wegen des niedrigeren Humusgehaltes eine geringere Wasserspeicherkapazität als der „Weideboden“ auf (Tabelle 2). Zum Zeitpunkt der Probenahme ist der C-Gehalt in der Boden-Sättigungslösung vergleichsweise niedriger und die Humusstabilität geringfügig höher. Der „Hochgraswiesenboden“ enthält in der Boden-Sättigungslösung, vor allem aber in der A-Fraktion (LiCl-austauschbare Teilquanten) einen deutlich höheren Gehalt an organischem N als der „Weideboden“.

Die Tabellen 3 und 4 zeigen die Kennwerte der Boden-Sättigungslösung. Der „Hochgraswiesenboden“ enthält im AP-Horizont deutlich weniger mineralische Kationenbasen (Σ i₊) und mineralische Anionen (Σ i₋) als der „Weideboden“. Der beträchtliche Anionenüberschuss im „Weideboden“ resultiert aus einer Cl-Überanreicherung und wird in erster Linie durch mineralische Kationensäuren ausbalanciert. Der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Ionenstärke und der Aciditätsgrad sind im „Hochgraswiesenboden“ niedriger als im „Weideboden“. Im „Hochgraswiesenboden“ ist das Erdalkali-Alkali-Verhältnis in der Boden-Sättigungslösung noch ungünstiger als im „Weideboden“. Die Tabellen 6 und 7 zeigen die Kennwerte der A-Fraktion (LiCl-austauschbare Teilquanten). Der humusärmere „Hochgraswiesenboden“ weist im AP-Horizont eine deutlich niedrigere effektive Kationenaustauschkapazität als der

„Weideboden“ auf. Auch die Summe an LiCl-austauschbaren mineralischen Anionen ist vergleichsweise geringer. Die relativ hohe Mg- und K-Sättigung sowie der hohe Gehalt an lactatlöslichem K (Tabelle 8) insbesondere im ungedüngten „Hochgraswiesenboden“ resultieren aus einer intensiven Biotit- und Muskovitverwitterung, wodurch laufend K und Mg freigesetzt und der Sorptionskomplex regeneriert werden. Die deutlich niedrigere Basensättigung im „Hochgraswiesenboden“ im Vergleich zum „Weideboden“ resultiert aus einer höheren Mn- und Al-Sättigung zu Lasten der Ca-Sättigung. Im „Hochgraswiesenboden“ ist das Erdalkali-Alkali-Verhältnis am Sorptionskomplex vor allem wegen der sehr niedrigen Ca-Sättigung besonders ungünstig. Durch Verwitterung der Minerale und Mineralisation der organischen Substanz werden die beträchtlichen Verluste an austauschbarem Ca nicht kompensiert.

Tabelle 7: Kennwerte der A-Fraktion (LiCl-austauschbare Teilquanten) (AP-Horizont; 0-10 cm)

	mmol/kg		mval/kg			mmol/kg				Ca+Mg	K+NH ₄ +Na	Al+Fe+Mn	BS
	Si	H ₂ PO ₄	SO ₄	NO ₃	Σ	MAK	MIKNÜ	MEBS	Σ	% Σ	% Σ	% Σ	%
Almweide abs.	5,0	0,63	5,86	0,07	6,56	53,9	7,2	10,2	71,3	57	15	28	72
%		9,60	89,39	1,09	100,0	75,6	10,0	14,4	100,0				
Hgw abs.	4,3	0,51	4,24	0,07	4,83	37,6	7,2	10,6	55,3	39	21	40	60
%		10,6	87,9	1,50	100,0	67,9	12,9	19,2	100,0				

MAK = Σ NO₃-N, NH₄-N, P, S, Ca, Mg, K; MIKNÜ = Σ Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Ni, Na, Si, Co, V, Cr; MEBS = Σ Al, As, Cd, Pb; BS = Basensättigung

Tabelle 8: Mol-Verhältniszahlen sowie EDTA-extrahierbares Al, Fe, Mn und lactatlösliches K, P (AP-Horizont; 0-10 cm)

	MAK(A)/ MAK(F)	MIKNÜ(A)/ MIKNÜ(F)	MEBS(A)/ MEBS(F)	NH ₄ (A)/ NH ₄ (F)	NH ₄ (A)/ NO ₃ (A)	N _{org} (A)/ N _{anorg} (A)	Al	EDTA (mg/kg lutro FB)			DL (mg/kg lutro FB)	
								Fe	Mn	Σ s	K	P
Almweide	71	5,3	295	89	177	2,7	1800	6174	23	7997	174	44
Hgw	58	8,7	389	98	195	5,9	1260	6918	36	8214	232	40

5. Diskussion

Der Humus-Vorratsabbau bei gleichzeitiger N- und S-Anreicherung lässt sich im „Hochgraswiesenboden“ am plausibelsten mit einer bevorzugten Abspaltung mobiler, C-reicher Humussubstanzen in die Bodenlösung insbesondere während der Schneeschmelze sowie mit einer Aufspeicherung N- und S-reicher Humussubstanzen in der Bodenfestphase erklären. Bei kontinuierlicher Abspaltung mobiler, C-reicher Humussubstanzen reichern sich in der Bodenfestphase allmählich weniger mobile Humussubstanzen selektiv an (TIPPING & WOOFF, 1981). Dadurch vermindern sich im Laufe der Zeit sowohl der Humusgehalt als auch die Freisetzungsraten von mobilen C-reichen Humussubstanzen, es verringert sich die Menge an gelöstem C und es steigt die Humusstabilität allmählich an. Nachdem in der Hochgraswiese Leguminosen fehlen, kann die N-Anreicherung im Zuge der Flächenstilllegung nur mit einem weitgehend geschlossenen N-Kreislauf infolge fehlendem N-Entzug durch Mahd oder Beweidung und geringer NO₃-N-Auswaschung erklärt werden. Auf sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsstandorten ist die Nitrifikation gehemmt; daher akkumuliert der mineralisierte N in Form von NH₄-N. Aufgrund der niedrigen Nitrifikationsrate beträgt der NH₄-Anteil an der Summe mineralischer Kationenbasen in der Boden-Sättigungslösung im „Hochgraswiesenboden“ 14 % (Tabelle 3). Die NH₄-Sättigung in der A-Fraktion macht 16 % aus (Tabelle 6) und das molare NH₄/NO₃-Verhältnis ist mit 195 (Tabelle 8) extrem weit. Auf sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsstandorten bewirkt die Flä-

chenstilllegung und nachfolgende Hochgraswiesenbildung einen Humusrückgang ohne N-Vorratsabbau, weil durch die gehemmte Nitrifikation der N-Verlust durch Nitratauswaschung gering ist und NH₄-N in Schluff- und Glimmerreichen Gebirgsböden sehr stark retiniert (vgl. NOMMIK & VAHTRAS, 1982) und in die organische Substanz des Bodens eingebaut wird. Wegen der niedrigeren C-Konzentration und höheren N_{org}-Konzentration (Tabelle 2) ist das C/N_{org}-Verhältnis in der Boden-Sättigungslösung im „Hochgraswiesenboden“ beträchtlich enger als im „Weideboden“ (Tabelle 5). Das relativ niedrige C/N_{org}-Verhältnis von 10 weist darauf hin, dass die Boden-Sättigungslösung im „Hochgraswiesenboden“ zum Zeitpunkt der Probenahme disproportional mit N-reichen organischen Humussubstanzen angereichert ist. Der gelöste organische N ist somit eine wichtige Komponente der N-Konzentration in der Boden-Sättigungslösung und kann daher wesentlich zur N-Verlagerung im „Hochgraswiesenboden“ beitragen (vgl. QUALLS & HAINES, 1991; SIEMENS & KAUPENJOHANN, 2002). In sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsböden können allerdings auch beträchtliche Mengen an N_{org} am Sorptionskomplex akkumulieren (Tabelle 2); im „Hochgraswiesenboden“ beträgt das molare N_{org}/N_{anorg}-Verhältnis in der A-Fraktion 5,9, während es im „Weideboden“ 2,7 ausmacht (Tabelle 8).

Nachdem der „Hochgraswiesenboden“ in allen untersuchten Fraktionen weniger SO₄-S als der „Weideboden“ enthält, muss auch der S bevorzugt als S_{org} angereichert sein; dementsprechend ist der SO₄-Anteil an S_{tot} im „Hochgraswiesen-

boden“ vergleichsweise niedriger (Tabelle 2). Diese Anreicherung von N_{org} und S_{org} im sauren, stark krumenwechselfeuchten „Hochgraswiesenboden“ weist auf eine langsamere N- und S-Mineralisation und/oder auf höhere Neubildungsraten als im „Weideboden“ hin.

Der „Hochgraswiesenboden“ enthält in allen untersuchten Fraktionen mehr Mn als der „Weideboden“ (Tabellen 4, 6, 8). Auch die P- und Si-Konzentration ist in der Boden-Sättigungslösung vergleichsweise höher (Tabellen 3, 4); die C/P_{anorg}- und C/Si-Molverhältnisse sind beträchtlich niedriger (Tabelle 5). Die stärkere Krumenpseudovergleyung im „Hochgraswiesenboden“ zeigt eine intensivere und länger andauernde Staunässe insbesondere im Frühjahr während der Schneeschmelze als im „Weideboden“ an. Die zeitweise stärker reduzierenden Bedingungen im „Hochgraswiesenboden“ bewirken eine deutlichere selektive Phasenumverteilung der Stoffe hin zu mobileren Fraktionen (vgl. PONNAMPERUMA, 1972; WEIL & HOLAH, 1989). Während sich Mn sowohl in der Boden-Sättigungslösung, als auch in der LiCl-austauschbaren und EDTA-extrahierbaren Fraktion anreichert, findet eine Fe-Anreicherung lediglich in der EDTA-Fraktion statt (Tabellen 4, 6, 8). Das engere Fe/Mn-Molverhältnis in der Boden-Sättigungslösung (Tabelle 5) und der deutlich höhere Mn-Gehalt in der A-Fraktion (Tabelle 6) weisen auf eine vergleichsweise höhere Mn-Löslichkeit und -Verfügbarkeit im stärker krumenpseudovergleyten „Hochgraswiesenboden“ hin. Auch die vergleichsweise höhere P- und Si-Konzentration sowie die engeren (Al+Fe+Mn)/P- und (Al+Fe+Mn)/Si-

Molverhältnisse in der Boden-Sättigungslösung (*Tabellen 3-5*) resultieren primär aus einer höheren P- und Si-Löslichkeit im stärker krumenpseudovergleyten „Hochgraswiesenboden“. Der stärker ausgeprägte Nivigenhydromorphismus im „Hochgraswiesenboden“ führt durch reduktionsinduzierte Lösungs- und Austauschreaktionen dazu, dass sich die Boden-Sättigungslösung relativ mit Makronährelementen (MAK) anreichert, während in der A-Fraktion Mikronährelemente und nützliche Elemente (MIKNÜ) sowie metallische und metalloide Ballast- und Schadelemente (MEBS) selektiv insbesondere zu Lasten von Ca akkumulieren (*Tabellen 4, 7, 8*); dies gilt im besonderen für Mn, Zn, Cu, Ni und Al.

Mn und Zn werden vor allem in sauren Gebirgsböden wegen der besseren Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit in größeren Mengen von der Vegetation aufgenommen und ebenso wie N und K in hohem Maße in der Phytomasse temporär gespeichert und somit wirksam vor Auswaschungsverlusten geschützt. Diese Elemente können sich daher bei fehlender oberirdischer Phytomasseentnahme allmählich durch Bioakkumulation im Oberboden anreichern. Elemente wie beispielsweise Ca, Cl oder Al, die vor allem von den Gräsern diskriminiert oder nur in relativ geringen Mengen aufgenommen werden, gehen hingegen besonders leicht dem Oberboden durch Auswaschung verloren. Daher reichern sich im sauren, krumenwechselfeuchten „Hochgraswiesenboden“ vor allem N, K, Mn und Zn im Oberboden an, während insbesondere Ca, Cl und Al deutliche Verluste verzeichnen (*Tabellen 3, 6, 8*). Eine erhöhte Tiefenverlagerung von Ca mit Cl und von Al mit der gelösten organischen Substanz ist wahrscheinlich.

In den sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsböden wird die mineralische Anionensumme in der Boden-Sätti-

gungslösung aufgrund der gehemmten Nitrifikation und Sulfatproduktion von Cl dominiert (*Tabelle 3*). Im „Weideboden“ erzeugt die Cl-Überanreicherung eine negative Alkalinität. Dies bewirkt einen Verlust an Säureneutralisationskapazität (*Tabelle 2*) sowie eine Zunahme des Aciditätsgrades in der Boden-Sättigungslösung (*Tabelle 4*) und ermöglicht einen Transport von Acidität in tiefere Bodenschichten. Der etwas niedrigere pH-Wert in der Boden-Sättigungslösung im „Hochgraswiesenboden“ im Vergleich zum „Weideboden“ (*Tabelle 4*) dürfte Folge einer niedrigeren effektiven Kationenaustauschkapazität und Basensättigung sein. Der deutlich niedrigere Gehalt an EDTA-extrahierbarem Al im „Hochgraswiesenboden“ (*Tabelle 8*) weist auf eine Al-Vorratsminderung infolge Humus-Vorratsabbau und auf einen Wettbewerb vor allem zwischen Fe- und Al-Ionen um Komplexbildungsplätze an der organischen Bodenfestphase hin.

6. Konsequenzen für den Natur- und Umweltschutz

Mit der bewirtschaftungsbedingten Veränderung des chemischen Bodenzustandes ist auch eine Vegetationsveränderung verbunden. Insbesondere die Anreicherung von organischem N und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Boden begünstigt in N-limitierten, sauren, krumenwechselfeuchten Gebirgsökosystemen die weitere „Vergrasung“ mit Rot-Schwingel (*Festuca rubra* agg.) und Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*). Diese beiden Gräser ertragen einen ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress in sauren Gebirgsböden (BOHNER, 2002) und gelangen daher bei höherer N-Verfügbarkeit zur Dominanz. Sie verdrängen viele lichtbedürftige, niedrigwüchsige Pflanzenarten, wodurch die floristische Artenvielfalt sinkt. Der einzige Weg, die hohe floristische Artenvielfalt im Gebirge zu erhalten und die sukzes-

sionsbedingte N-Anreicherung im Boden zu verhindern, ist die regelmäßige Entfernung eines Teiles der oberirdischen Phytomasse durch Mahd oder Beweidung. Am zweckmäßigsten ist eine regelmäßige standortangepasste Almbeweidung. Dadurch bleibt die hohe floristische Artenvielfalt erhalten oder sie wird sogar noch erhöht und mit dem Nährstoffexport aus dem Gebirgsökosystem wird eine sukzessionsbedingte Selbststeuierung verhindert.

Literatur

- BOHNER, A., 1998: Almwirtschaft und Gebirgs-Ökosysteme. Diss. BOKU Wien, 169 und 215 S.
- BOHNER, A., 2001: N-Akkumulationen in frischen Gebirgsböden ausgelöst durch Nutzungsaufgabe. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, 24.-25.4.2001, BAL Gumpenstein, 67-74.
- BOHNER, A., 2002: Ökochemische Stresskennwerte im Boden. Mitt. Österr. Bodenk. Ges., Heft 66, 149-155.
- NOMMIK, H. and K. VAHTRAS, 1982: Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In: Stevenson, F.J. (ed.): Nitrogen in agricultural soils, 123-171.
- PATRICK, W.H., 1982: Nitrogen transformations in submerged soils. In: Stevenson, F.J. (ed.): Nitrogen in agricultural soils, 449-465.
- PONNAMPERUMA, F.N., 1972: The chemistry of submerged soils. Adv. Agron. 24, 29-96.
- QUALLS, R.G. and B.L. HAINES, 1991: Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 1112-1123.
- SIEMENS, J. and M. KAUPENJOHANN, 2002: Contribution of dissolved organic nitrogen to N leaching from four german agricultural soils. J. Plant Nutr. Soil Sci., 675-681.
- TIPPING, E. and C. WOOF, 1991: The distribution of humic substances between the solid and aqueous phases of acid organic soils; a description based on humic heterogeneity and charge-dependent sorption equilibria. Journal of Soil Science 42, 437-448.
- ULRICH, B., 1988: Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 171-176.
- WEIL, R.R. and S.H. HOLAH, 1989: Effect of submergence on availability of certain plant nutrients in three ultisol catenas. Plant and Soil 114, 147-157.

