Kleinräumige Differenzierung von Vegetation und Boden durch den Stammablauf in einem Buchenwald auf Kalkgestein

Heinz Neite und Michael Runge

1. Einleitung

Der Stammfußbereich von Buchen stellt häufig einen Sonderstandort dar, der durch das Auftreten von Pflanzenarten ausgezeichnet ist, die sich durch geringere Ansprüche an die Nährstoffversorgung oder durch höhere Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten von den Arten des stammfernen Waldbodens unterscheiden (GLAVAC et al. 1970; TÜXEN 1977). Ursache schlechterer Nährstoffversorgung kann eine geringere Laubablagerung sein; doch liegt es auch im Hinblick auf die niedrigen pH-Werte nahe, in einer verstärkten Auswaschung durch das am Buchenstamm ablaufende und auf eine relativ kleine Bodenfläche konzentrierte Niederschlagswasser die entscheidende Ursache zu sehen. Dazu kommt, daß Schadstoffe, die zunächst im Kronenraum aus der Atmosphäre ausgekämmt werden, im Stammablauf angereichert sein können, so daß dem Stammfußbereich pro Flächeneinheit größere Mengen zugeführt werden können als dem stammfernen Bereich. Dieser Sachverhalt macht den Stammfußbereich als Objekt für Untersuchungen über die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Boden und Vegetation interessant. KOENIES (1982) stellte hier besonders hohe Schwermetallgehalte fest; GLATZEL et al. (1983) sehen in hohen Säuregehalten des Stammablaufs eine Ursache für die darüberhinaus beobachtete starke Auswaschung von Calcium, Magnesium und Mangan.

Anlaß für die vorliegenden Untersuchungen war die Beobachtung, daß selbst auf flachgründigen Böden über Kalkgestein die typische Vegetation aus calcicolen Arten *(Melico-* oder *Asperulo-Fagetum)* im Stammfußbereich durch calcifuge Arten ersetzt werden kann. Ausgehend von dieser Beobachtung sollte geprüft werden, wieweit dieser Vegetationsdifferenzierung eine entsprechende kleinräumige Differenzierung des Bodens entspricht, und bis zu welchem Grade pflanzenökologisch wichtige Bodeneigenschaften im Bereich des Stammfußes verändert worden sind, damit calcifuge Arten wie *Avenella flexuosa* oder *Vaccinium myrtillus* im gleichen Bestand wie z. B. *Anemone ranunculoides, Mercurialis perennis* und andere calcicole Arten auftreten können.

Von JOCHHEIM (1985) wurden Untersuchungen mit ähnlicher Fragestellung im nordhessischen Bergland durchgeführt, und zwar in Probeflächen des *Lathyro-Fagetums,* des *Melico-Fagetums* und des *Luzulo-Fagetums.* Da die Publikation nach Fertigstellung dieses Manuskriptes erschien, konnte sie in der Diskussion nicht mehr berücksichtigt werden. In den grundsätzlichen Ergebnissen und ihrer Interpretation bestehen keinerlei Widersprüche zu der vorliegenden Arbeit.

2. Probeflächen und Methoden

2.1 Probeflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt auf dem Hörster Berg, einem Schichtkopf des Lippischen Waldes, etwa 2 km nordöstlich von Augustdorf. Der Lippische Wald bildet im

südlichen Teutoburger Wald als der am weitesten westlich gelegene Kamm die nordöstliche Begrenzung der Westfälischen Tieflandsbucht (MEISEL 1959; MAASJOST 1973). Er liegt damit als erste größere Erhebung im Lee des Rheinisch-Westfälischen Industriegebiets.

In der Kammlage des Hörster Berges wurden zwischen 265 und 275 m über NN zwei Untersuchungsflächen ausgewählt, von denen eine mit einer Hangneigung von etwa 5° nach SO, die andere mit etwa 25° nach NO exponiert ist. Unter beiden Flächen stehen Plänerkalke des Turons (Oberkreide) an. Auf der SO-Fläche ist die Bodenbildung durch Beteiligung von Flugsand beeinflußt, der in der Weichselkaltzeit abgelagert wurde und trotz eines relativ hohen schluffig-tonigen Anteils (GUNNEMANN 1983) vermutlich von vornherein relativ basenarm gewesen ist. Der Boden ist als Rendzina-Braunlehm zu bezeichnen. Am steileren NO-Hang ist eine Flugsand-Einmischung nicht festzustellen. Dem anstehenden Gestein entsprechend hat sich als Bodentyp eine Mullrendzina gebildet.

Beide Probeflächen liegen in einem Hochwald, der von etwa 120jährigen Buchen gebildet wird. Die Vegetation der durch Exposition und Randlage helleren SO-Fläche wird dem *Melico-Fagetum,* die der schattigeren NO-Fläche dem *Asperulo-Fagetum* (nach BURRICHTER 1973) zugeordnet (Tab. 1).

2.2 Vegetationskennzeichnung

Die Vegetation der Probeflächen wurde nach BRAUN-BLANQUET (1964) aufgenommen (Tab. 1). Außerdem wurden in jeder Fläche 10 Bäume ausgewählt, die einen etwa übereinstimmenden Brusthöhen-Durchmesser von 60–70 cm besaßen. Um jeden Stammfuß wurde ein exzentrisches Raster von etwa 15 m^2 Fläche mit der Längsachse in Hangrichtung gelegt (Abb. 1 und 2). Jedem Rastersegment wurde die Reaktionszahl (nach ELLENBERG 1979) der dort vorkommenden Art zugeordnet. Segmente, in denen zwei Arten vertreten waren, erhielten die gemittelte Reaktionszahl. Indifferente Arten blieben unberücksichtigt. Schließlich wurde aus den Reaktionszahlen der gleichen Segmente aller Probebäume ein Mittelwert berechnet, der im folgenden als „durchschnittliche Reaktionszahl" bezeichnet wird.

2.3 Bodenanalysen

Auf jeder Probefläche wurden an der Hangseite von je 5 Bäumen Bodenproben aus den oberen 5 cm des Mineralbodens in den folgenden Entfernungen vom Stammfuß gewonnen:

0–20, 30–50, 70–90, 130–150 und 190–210 cm. Ebenfalls in Hangrichtung wurde in etwa 100 cm Entfernung vom Stammfuß zusätzlich Bodenmaterial aus den folgenden Tiefen entnommen:

0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25 cm (und auf der SO-Fläche 25–30 cm). Aus den gleichen Tiefen wurde Material in einem stammfernen, vom Stammablauf unbeeinflußten Bereich entnommen (ebenfalls 5 Wiederholungen pro Fläche).

Die untere Tiefe liegt jeweils unmittelbar über dem anstehenden Gestein.

Das Bodenmaterial wurde gesiebt (4 mm Maschenweite), ein Teil des gesiebten Materials wurde zur Wassergehalts-Bestimmung (Trocknung bei 105° C) benutzt, der

Tab. 1: Artenliste mit Deckungsgraden und Reaktionszahlen (R) der Untersuchungsflächen (St = nur am Stammfuß auftretend).

Fläche	SO	NO	R
Baumschicht:			
Fagus sylvatica	5	5	x
Krautschicht:			
Anemone ranunculoides	+		8
Mercurialis perennis		4	7
Lamium galeobdolon	+	1	7
Sorbus torminalis	+		7
Alliaria petiolata		+	7
Arctium lappa		+	7
Impatiens noli-tangere		+	7
Melica uniflora	2	+	6
Arum maculatum		+	6
Urtica dioica		+	6
Poa nemoralis	1	+	5
Dryopteris filix-mas	+	1	5
Phyteuma nigrum	1		5
Milium effusum	+		5
Oxalis acetosella	2	1	4
Sorbus aucuparia	+	+ (St)	4
Luzula albida	1 (St)	1 (St)	3
Avenella flexuosa	1 (St)		2
Vaccinium myrtillus		+ (St)	2
Galium odoratum	1	2	x
Fagus sylvatica	1	1	x
Rubus idaeus	+	+	x
Mycelis muralis		+	x
Mittlere Reaktionszahl	5,1	5,4	
Mittlere Reaktionszahl (ohne St)	5,5	6,1	

Rest wurde teils als Frischboden, teils nach Lufttrocknung für die Analysen herangezogen.

Die pH-Werte wurden nach Aufschlämmung von Frischboden in einer 0,01 mol $CaCl_2$-Lösung (Boden: Lösung = 1:2,5 Gewichtsteile) und 2stündiger maschineller Schüttelung mit einer Einstab-Glaselektrode gemessen. Zur Bestimmung der Gehalte an austauschbaren Kationen wurden 10 g Frischboden mit 100 ml einer 1 N NH_4Cl-Lösung versetzt, 2 Stunden geschüttelt und dann abfiltriert (Blauband-Filter). Die Gehalte des Filtrats an Ca, Mg, Al und Mn wurden nach dem Absorptionsverfahren, die Gehalte an K und Na nach dem Emissionsverfahren am Atomabsorptions-Spektralphotometer (AAS, UNICAM SP 1900) bestimmt.

Die Karbonatgehalte wurden an feingemahlenem lufttrockenen Material nach SCHEIBLER (nach SCHLICHTING u. BLUME 1966) ermittelt.

3. Ergebnisse

3.1 Vegetationsdifferenzierung

Die räumliche Anordnung der durchschnittlichen Reaktionszahlen veranschaulicht, daß im unmittelbaren Stammfußbereich Arten mit niedrigen Reaktionszahlen (Säurezeiger) dominieren, und daß mit zunehmendem Abstand Arten mit zunehmend höherer Reaktionszahl auftreten (Abb. 1 und 2). Hangabwärts dringen die Arten mit niedrigen Reaktionszahlen weiter vor, während auf der Gegenseite Arten mit höheren Reaktionszahlen dichter an die Stämme heranrücken. Dieses Phänomen ist auf der SO-Fläche am deutlichsten, bei der außerdem in Richtung zwischen der Hangneigung (SO) und der Hauptwindrichtung (SW) eine besondere Häufung von Säurezeigern auffällt (Abb. 1).

Beide Flächen zeigen grundsätzlich gleiche Verhältnisse. Sie unterscheiden sich allerdings im Variationsbereich der durchschnittlichen Reaktionszahlen. Vermutlich bedingt durch eine niedrige Pufferkapazität des Ausgangsmaterials der Bodenbildung treten auf der SO-Fläche sehr niedrige Minima (2–3) auf, die sich aus dem Vorherrschen von *Avenella flexuosa* (R = 2) und *Luzula albida* (R = 3) ergeben. Aus dem gesam-

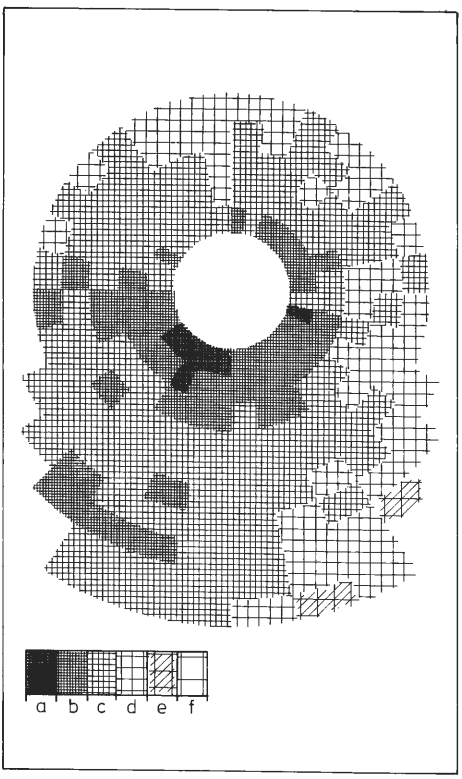

Abb. 1: Verteilung der durchschnittlichen Reaktionszahlen um den Stammfuß der Buchen auf der SO-Fläche (Durchschnittswerte für 10 Stämme).
Durchschnittliche Reaktionszahl:

a = 2,0–2,9	d = 5,0–5,9
b = 3,0–3,9	e = 6,0–6,9
c = 4,0–4,9	f = 7,0–7,9

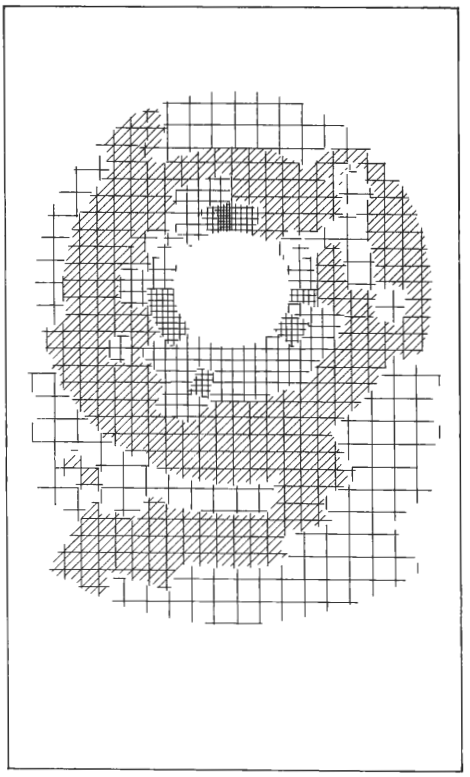

Abb. 2: Verteilung der durchschnittlichen Reaktionszahlen um den Stammfuß der Buchen auf der NO-Fläche (Durchschnittswerte für 10 Stämme).
Signaturen s. Abb. 1.

ten Artenbestand dieser Fläche errechnet sich eine mittlere Reaktionszahl von 5,1 und unter Ausschluß der Arten, die nur im unmittelbaren Stammfußbereich auftreten, von 5,5 (Tab. 1). Der letztere Wert schließt Arten mit relativ niedrigen Reaktionszahlen aus dem weiteren Stammfußbereich mit ein. In wenig oder nicht beeinflußten Bereichen werden daher durchschnittliche Reaktionszahlen bis 6 erreicht, bedingt durch Herden von *Melica uniflora* (R = 6) und gelegentliches Auftreten von *Lamium galeobdolon* (R = 7). - Auf der NO-Fläche, bei der das anstehende Kalkgestein Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist, tritt nur in einem Segment ein Minimum von 3-4 auf. Im wenig beeinflußten Bereich dominieren durchschnittliche Reaktionszahlen von 7, vor allem aufgrund der Dominanz von *Mercurialis perennis* (R =7).

3.2 pH-Werte und Karbonatgehalte

Erwartungsgemäß nehmen die pH-Werte der Böden zum Stammfuß hin ab. Bemerkenswert ist das für einen ursprünglichen Kalk-Buchenwald extrem niedrige Niveau in 0-5 cm Tiefe des Mineralbodens (Abb. 3). Auf beiden Flächen liegen die pH-Werte in Stammnähe unter 3,0; bis zu einer Entfernung von 2 m vom Stamm (hangabwärts) steigen sie auf der SO-Fläche nur auf durchschnittlich pH 3,3, auf der NO-Fläche bis auf pH 4,8. Die Versauerung erstreckt sich vor allem in Stammnähe auf das gesamte Solum (Abb. 4). Die durchschnittlichen pH-Werte steigen zwar mit zunehmender Bo-

dentiefe an; doch wird auf der SO-Fläche in 1 m Entfernung vom Stamm in 25–30 cm Tiefe, d. h. unmittelbar über dem anstehenden Gestein, nur ein durchschnittlicher pH-Wert von 3,5 erreicht (Variationsbreite der Einzelproben pH 3,0–5,9). In größerer Entfernung steigt der mittlere pH-Wert auf 5,2 mit einer Variationsbreite von 4,8–7,4. – Auf der NO-Fläche liegen die pH-Werte allgemein höher. In 1 m Entfernung vom Stamm steigen sie von durchschnittlich 3,6 an der Bodenoberfläche auf 5,1 (4,7–6,8) in 20–25 cm Tiefe an, in größerer Entfernung von 4,2 auf 5,4 (4,8–7,2).

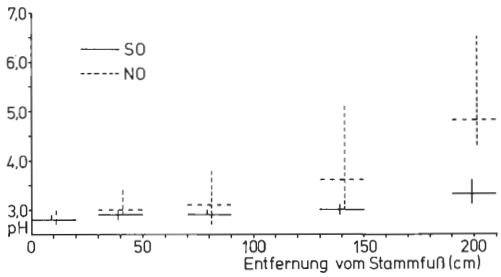

Abb. 3: pH-Werte des Bodens (0–5 cm) in unterschiedlicher Entfernung vom Stammfuß. Durchgezogen = SO-Fläche; gestrichelt = NO-Fläche. Waagerecht = Mittelwert; senkrecht = Variationsbreite.

Den niedrigen pH-Werten entsprechend ist das Solum beider Probeflächen nahezu karbonatfrei. Als Maximalwert wurde auf der SO-Fläche in 25–30 cm Tiefe ein Gehalt von 0,4 ± 0,2 % festgestellt; die übrigen Mittelwerte liegen zwischen 0,1 und 0,2 % auf der SO-Fläche bzw. < 0,1 % auf der NO-Fläche (trotz höherer pH-Werte der letzteren). Eine Abhängigkeit von der Entfernung zum Stammfuß ließ sich nicht feststellen.

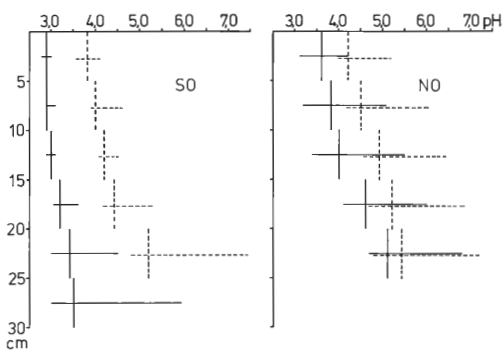

Abb. 4: Vertikale Abstufung der pH-Werte. Durchgezogen = stammnah (1 m); gestrichelt = stammfern. Senkrecht = Mittelwert; waagerecht = Variationsbreite.

3.3 Gehalte an austauschbaren Kationen

Auf beiden Probeflächen sind die Gehalte an austauschbarem Ca am Stammfuß stets am niedrigsten und steigen mit zunehmender Entfernung an (Tab. 2 A). Auf der NO-Fläche tritt in vergleichbarer Entfernung stets ein höherer Gehalt und insgesamt ein steilerer Anstieg als auf der SO-Fläche auf. Mit zunehmender Bodentiefe steigen

Tab. 2: Gehalte an austauschbarem Ca (mg/100 g Trockenboden)

A) in unterschiedlicher Entfernung vom Stammfuß (hangabwärts) in 0 - 5 cm Bodentiefe

B) in unterschiedlicher Bodentiefe

a) in 1 m Entfernung vom Stammfuß

b) in der freien Fläche

$\bar{x}$ = Mittelwert (n = 10), s = Standardabweichung.

A)

Entfernung vom Stammfuß (cm)	SO-Hang $\bar{x}$	SO-Hang s	NO-Hang $\bar{x}$	NO-Hang s
0 - 20	15,6	3,3	38,9	20,7
30 - 50	16,3	5,2	47,8	54,9
70 - 90	15,4	1,8	93,4	87,3
130 - 150	20,7	18,4	196,0	115,3
190 - 210	38,3	27,6	291,5	87,0

B)

Bodentiefe (cm)	a) $\bar{x}$	a) s	b) $\bar{x}$	b) s	Hang
0 - 5	16,7	5,2	74,3	32,5	
5 - 10	8,5	4,4	76,2	53,6	
10 - 15	6,7	2,3	76,0	19,4	SO
15 - 20	14,3	11,3	105,9	30,0	
20 - 25	34,4	44,4	239,1	83,7	
25 - 30	169,8	105,4	--	--	
0 - 5	186,6	74,2	327,9	169,3	
5 - 10	201,8	72,1	199,8	90,1	
10 - 15	261,2	75,5	303,2	213,4	NO
15 - 20	283,9	114,6	394,1	179,0	
20 - 25	309,1	92,8	471,1	136,9	

die Gehalte ebenfalls an. Im Stammfußbereich der SO-Fläche sind allerdings bis in eine Tiefe von 25 cm nur noch äußerst geringe Gehalte festzustellen (Tab. 2 B).

Die Gehalte an austauschbarem Al sind weniger regelmäßig verteilt. Auf der SO-Fläche bleiben sie über eine relativ weite Entfernung vom Stammfuß praktisch konstant und steigen ab etwa 1,3 m zunächst schwach an. Auf der NO-Fläche sind sie in Stammnähe am höchsten (im Mittel höher als auf der SO-Fläche) und nehmen mit der Entfernung ab (Tab. 3 A). Die Differenzen der Mittelwerte benachbarter Abstände sind zwar nicht signifikant, die Gesamttendenz ist jedoch eindeutig. -

Auf der NO-Fläche nehmen die Gehalte an austauschbarem Al mit zunehmender Bodentiefe sowohl in Stammnähe (1 m) wie auf der freien Fläche gleichmäßig ab (Tab. 3 B). In Stammnähe sind die Gehalte jedoch allgemeinen etwas höher. Auf der SO-Fläche findet sich in Stammferne eine gleichartige vertikale Abstufung; in Stammnähe nehmen die Gehalte jedoch bis zu einem Maximum in 15-25 cm Tiefe zu und erst über dem anstehenden Gestein wieder ab.

Tab. 3: Gehalte an austauschbarem Al (mg/100 g Trockenboden)

A) in unterschiedlicher Entfernung vom Stammfuß (hangabwärts) in 0 - 5 cm Bodentiefe

B) in unterschiedlicher Bodentiefe

a) in 1 m Entfernung vom Stammfuß

b) in der freien Fläche

$\bar{x}$ = Mittelwert (n = 10), s = Standardabweichung

A)

Entfernung vom Stammfuß (cm)	SO-Hang $\bar{x}$	SO-Hang s	NO-Hang $\bar{x}$	NO-Hang s
0 - 20	35,7	10,0	60,1	21,1
30 - 50	34,4	12,8	76,8	19,1
70 - 90	38,9	12,7	65,6	15,8
130 - 150	55,3	14,5	37,4	36,3
190 - 210	51,7	11,6	5,8	10,1

B)

Bodentiefe (cm)	a) $\bar{x}$	a) s	b) $\bar{x}$	b) s	Hang
0 - 5	45,2	12,6	46,7	6,8	
5 - 10	56,3	17,4	42,2	14,5	
10 - 15	63,9	24,4	31,7	11,2	SO
15 - 20	83,7	26,0	23,5	15,9	
20 - 25	80,8	29,6	4,3	4,7	
25 - 30	41,6	37,3	--	--	
0 - 5	48,0	21,1	18,4	19,0	
5 - 10	43,2	37,8	15,1	17,9	
10 - 15	25,6	44,6	7,2	8,2	NO
15 - 20	18,1	25,8	4,2	5,6	
20 - 25	6,1	5,8	3,8	4,4	

3.4 Kationen-Äquivalentsumme und Kationensättigung

Als Maß für die effektive Austauschkapazität wurde aus den Gehalten der austauschbaren Kationen die Summe ihrer Äquivalente berechnet (Tab. 4 + 5). Im Boden der SO-Fläche ist diese Summe durchschnittlich niedriger (5–14 mval/100g) als im Boden der NO-Fläche (9–25 mval/100 g). In beiden Flächen nimmt sie einerseits mit der Entfernung vom Stammfuß (Tab. 4) und andererseits mit der Bodentiefe (Tab. 5) zu.

An den Stammfüßen macht das Al den überwiegenden Anteil der Kationen-Äquivalentsumme aus (70–80 %). Der restliche Anteil entfällt in wesentlichen auf das Ca (15–20 %), während die übrigen Elemente (Mg, K, Na) einzeln kaum von Bedeutung sind. Ein Anstieg des Ca- auf Kosten des Al-Anteils deutet sich im Oberboden (0–5 cm) der SO-Fläche erst in etwa 2 m Entfernung an, auf der NO-Fläche tritt er bereits in 70–90 cm Entfernung auf. Im Abstand von etwa 2 m hat das Ca hier einen Anteil von 90 % erreicht.

Tab. 4: Kationen-Aequivalentsumme (KAeS; mval/100 g Trockenboden) und Kationensättigung (% der KAeS) in 0 - 5 cm Bodentiefe in unterschiedlicher Entfernung vom Stammfuß (hangabwärts)

Entfernung vom Stammfuß (cm)	KAeS	Ca	Mg	K	Na	Al	Hang
0 - 20	5,2	15,0	2,3	2,7	3,4	76,6	
30 - 50	5,1	15,9	2,4	2,7	4,0	74,9	
70 - 90	5,6	13,8	1,9	2,9	3,8	77,6	SO
130 - 150	7,6	13,5	1,4	2,3	2,5	80,4	
190 - 210	8,1	23,6	1,8	1,8	2,0	70,9	
0 - 20	9,4	20,6	2,3	3,9	2,4	70,8	
30 - 50	11,7	20,4	1,8	3,0	1,9	73,0	
70 - 90	12,9	36,1	3,1	2,6	1,8	56,4	NO
130 - 150	14,9	65,5	3,6	1,8	1,4	27,8	
190 - 210	16,3	89,0	4,5	1,5	1,0	3,9	

Tab. 5:

Kationen-Aequivalentsumme (KAeS; mval/100 g Trockenboden) und Kationensättigung (% der KAeS) in unterschiedlicher Bodentiefe

a) in 1 m Entfernung

b) in der freien Fläche

Bodentiefe (cm)	a) KAeS	Ca	Mg	K	Na	Al	b) KAeS	Ca	Mg	K	Na	Al	Hang
0 - 5	6,4	12,9	2,3	2,6	4,2	78,0	9,4	39,3	2,8	1,5	1,3	55,1	
5 - 10	7,1	6,0	1,0	1,7	2,4	88,8	8,9	42,5	3,2	0,6	1,3	52,4	
10 - 15	7,8	4,3	0,8	1,6	2,0	91,3	7,7	49,6	3,3	0,3	0,9	46,0	SO
15 - 20	10,4	6,9	0,7	1,4	1,6	89,5	8,2	64,3	2,8	0,2	1,0	31,8	
20 - 25	11,1	15,5	0,9	1,4	1,5	80,8	12,8	93,0	2,4	0,2	0,7	3,8	
25 - 30	13,7	61,8	1,7	1,4	1,4	33,7	--	--	--	--	--	--	
0 - 5	15,8	58,9	3,8	2,0	1,5	33,8	19,7	82,9	3,7	2,1	1,0	10,4	
5 - 10	15,9	63,4	3,4	1,4	1,5	30,2	12,2	81,6	3,0	0.9	0,8	13,7	
10 - 15	16,7	77,9	3,3	0,7	1,1	17,0	16,5	91,6	2,6	0,4	0,7	4,8	NO
15 - 20	16,8	84,7	2,4	0,5	0,7	12,0	20,8	94,4	2,3	0,2	0,8	2,2	
20 - 25	16,6	92,8	1,8	0,3	1,0	4,1	24,5	95,8	1,6	0,2	0,7	1,7	

Der hohe Anteil des Al bleibt auf der SO-Fläche in Stammnähe im gesamten Solum erhalten. Erst unmittelbar über dem anstehenden Gestein verschiebt sich das Verhältnis relativ abrupt zugunsten des Ca. Im stammfernen Bereich hat das Al an der Bodenoberfläche einen mittleren Anteil von > 50 %, der mit der Tiefe bis zum Minimum von etwa 4 % über dem anstehenden Gestein abnimmt. Der Ca-Anteil nimmt gegenläufig von etwa 40 % auf 93 % zu. - Auf der NO-Fläche macht das Ca in Stammnähe (~ 1 m) auch im Oberboden bereits den größten Anteil aus (durchschnittlich 60 %), der mit zunehmender Bodentiefe auf > 90 % ansteigt. Der Al-Anteil verringert sich entsprechend von etwa 34 auf 4 %. In Stammferne ist das Verhältnis noch stärker zugunsten des Ca verschoben, doch bleibt bemerkenswert, daß selbst hier im Oberboden ein Al-Anteil um 10 % auftritt.

4. Diskussion

4.1 Die kleinräumige Differenzierung der Bodenbedingungen

Die beschriebenen Befunde demonstrieren ein ausgeprägtes räumliches Muster in der Verarmung der Böden an „basischen" Kationen (vor allem des Ca), und damit auch der pH-Werte. Bemerkenswert ist die Feststellung, daß im Solum beider Böden nur Spuren an Karbonat vorhanden sind, obwohl in geringer Tiefe Karbonatgestein ansteht. Im Vergleich zu mittleren Gehalten von z. B. 3,3 % Karbonat im A_h-Horizont von Rendzinen, wie sie von KLINGE et al. (1962) angegeben werden, sind die niedrigen Gehalte (< 0,1 %) in der Rendzina der NO-Fläche besonders überraschend. Karbonate fallen damit als Puffersubstanzen aus. pH-Werte, die von ULRICH (1981b) als charakteristisch für den Kohlensäure/Silikat-Pufferbereich angegeben werden, finden sich nur in Stammferne im unteren Teil des Solums. Der obere Bereich wäre hier dem Austauscher-Pufferbereich zuzuordnen. In Stammnähe befinden sich die Böden entweder im Austauscher-Pufferbereich (NO-Fläche: unterer Teil des Solums) oder im Aluminium- und Eisen-Pufferbereich (NO-Fläche: oberer Teil des Solums; SO-Fläche: gesamtes Solum).

Die Gehalte an austauschbarem Ca und Al können in Übereinstimmung mit dieser Gruppierung interpretiert werden: Nach Erschöpfung des Karbonatpuffers kommt es zu verstärkter Silikatverwitterung. Sobald pH-Werte < 5 erreicht werden, bleibt das bei der Silikatverwitterung freigesetzte Al in ionarer Form erhalten und beteiligt sich zunehmend an der Belegung der Austauscher. Dabei werden vor allem Ca-Ionen verdrängt und schließlich ausgewaschen. - Die niedrigeren Kationen-Äquivalentsummen und die höheren Anteile an Al in Stammnähe (Tab. 4) lassen sich als Indizien dafür heranziehen, daß hier die Silikatverwitterung (verbunden mit einer Abnahme der Austauschkapazität), die Freisetzung von ionarem Al und die Ca-Verdrängung besonders intensiv abgelaufen sind. Die höchsten Gehalte an austauschbarem Al treten bei pH-Werten um 3,2 auf (Abb. 5). Bei pH-Werten < 3,2 kommt es möglicherweise bereits zu einer Auswaschung auch von Al. Daher treten die höchsten Gehalte an austauschbarem Al und die höchsten Al-Anteile an der Kationen-Äquivalentsumme nicht in den am stärksten versauerten Stammfußbereichen auf. Entsprechendes gilt auf der SO-Fläche für die vertikale Abstufung in Stammnähe (Tab. 5).

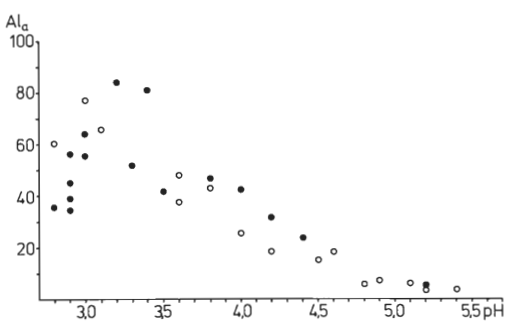

Abb. 5: Gehalte an austauschbarem Al (mg/100 g Trockenboden) in Abhängigkeit von den pH-Werten.
Ausgefüllte Kreise = SO-Fläche;
leere Kreise = NO-Fläche.

Die Basenverarmung ist ganz allgemein auf der SO-Fläche weiter fortgeschritten als auf der NO-Fläche. Als eine Ursache für diesen Unterschied ist der Flugsandanteil

am Solum anzuführen, der von vornherein niedrige Karbonatgehalt und möglicherweise auch niedrigere Silikatgehalte und niedrigere Austauschkapazität verursacht hat.

Die beschleunigte Basenverarmung in Stammnähe muß in erster Linie mit dem Stammablaufwasser in Zusammenhang gebracht werden. Nach Untersuchungen von BENECKE (1979) in einem in Alter und Struktur vergleichbaren Buchenbestand beträgt der Stammablauf im Winterhalbjahr (November–April) etwa 16 %, im Sommerhalbjahr etwa 13 % des Freilandniederschlages. Bezogen auf die Flächeneinheit resultiert daraus eine mehrfach höhere Wasserzufuhr im Stammfußbereich als auf der übrigen Fläche. Die höhere Wasserzufuhr allein kann bereits Ursache einer stärkeren Auswaschung des Bodens sein. Dieser Effekt wird jedoch vermutlich verstärkt durch zumindest zeitweilig relativ hohe Säuregehalte des Stammablaufs. Eine Auskämmung von Aerosolen und Tröpfchen aus der Atmosphäre findet auch im Kronenbereich von Laubwäldern statt, wenn auch in geringerem Ausmaß als in Nadelforsten (MAYER et al. 1975; ULRICH et al. 1978). Nach ULRICH (1980) wurden im Stammablaufwasser von Buchen Minima der pH-Werte bis $<2{,}7$ gemessen; nach KNABE (1982) wurden an Roteichen *(Quercus rubra)* H^+-Konzentrationen im Stammablauf festgestellt, die das Sechsfache des Freilandniederschlags und das Drei- bis Vierfache der Kronentraufe erreichten. GLATZEL et al. (1983) bestätigten nicht nur die gegenüber dem Niederschlag niedrigeren pH-Werte des Stammablaufs der Buche, sondern stellen darüber hinaus fest, daß der letztere bei Nebel besonders sauer ist (pH 3,1). Bei den vorliegenden Untersuchungen sind pH-Werte des Stammablaufs nur an zwei Stichproben gemessen worden, die am 13.3. und am 10.5.1982 direkt an geeigneten Vorwölbungen von Stämmen auf der SO-Fläche aufgefangen wurden. Die pH-Werte betragen zum ersten Termin 3,6–3,8, zum zweiten Termin 3,4–3,5. Voraussetzungen für eine relativ hohe Säurebelastung sind auf den Untersuchungsflächen insofern gegeben, als sie sich auf dem Kamm der ersten höheren Erhebung im Lee des Rheinisch-Westfälischen Industriegebiets und gleichzeitig in einer Staulage befinden, die häufig in tiefliegende Wolkendecken (Nebel) eingehüllt und durch relativ hohe Niederschläge gekennzeichnet ist. Ferntransport von Luftverunreinigungen sollte derartige Staulagen besonders stark beeinflussen (ULRICH 1981 a).

Ob die für eine Rendzina z. T. ungewöhnlich niedrigen pH-Werte und geringen Karbonatgehalte, verbunden mit dem Auftreten von austauschbarem Al, die auch in stammfernen Bereich der NO-Fläche gegeben sind, ebenfalls durch den Anstieg des Säuregrades der Niederschläge beeinflußt sind, müßte genauer untersucht werden.

4.2 Die kleinräumige Differenzierung der Vegetation

Die mit Hilfe der Reaktionszahlen beschriebene durchschnittliche Verteilung der Pflanzenarten steht mit der räumlichen Anordnung der Bodenbedingungen in enger Übereinstimmung:

Den auf der SO-Fläche allgemein niedrigeren durchschnittlichen Reaktionszahlen entsprechen die durchschnittlich niedrigeren pH-Werte.

Der charakteristischen Anordnung der durchschnittlichen Reaktionszahlen mit Minima am Stammfuß und allmählichem Anstieg mit zunehmender Entfernung entspricht die räumliche Abstufung der pH-Werte.

Auch der im Vergleich zur SO-Fläche steilere Anstieg der durchschnittlichen Reaktionszahlen mit der Entfernung vom Stammfuß auf der NO-Fläche steht in Übereinstimmung mit der Verteilung der pH-Werte.

Die räumliche Verteilung der pH-Werte und derjenigen Parameter, die eng mit den pH-Werten gekoppelt sind, dürfte daher entscheidenden Einfluß auf das Vegetationsmuster haben. Unter den letzteren ist zunächst das Al, bzw. das Ca/Al-Verhältnis zu nennen. Mit abnehmenden pH-Werten, d. h. in Richtung auf die Stammfüße, nimmt z. B. auf der NO-Fläche die Al-Sättigung der Austauscher auf Kosten der Ca-Sättigung zu. Damit muß in der Bodenlösung eine Verschiebung des ionaren Ca/Al-Verhältnisses zugunsten des Al verbunden sein, dessen schädigende Wirkung auf viele Arten, speziell bei niedrigen Ca/Al-Verhältnissen (SKEEN 1929; LUND 1970; RUNGE 1983), seit langem bekannt ist. Relativ hohe Al-Resistenz, die demnach von den im Stammfußbereich auftretenden Arten zu fordern wäre, ist für *Avenella flexuosa* und in etwas schwächerer Ausprägung auch für *Luzula albida* nachgewiesen worden (HACKETT 1962; HENRICH-FREISE 1976).

Auf der SO-Fläche ist bis in etwa 2 m Entfernung vom Stammfuß (hangabwärts) zumindest im Bodenbereich bis 5 cm Tiefe kein deutlicher Gradient der Al-Sättigung festzustellen, da die weiter fortgeschrittene Versauerung in dieser Hinsicht zu relativ einheitlichen Verhältnissen geführt hat. Dennoch ist auch hier ein Vegetationsgradient ausgebildet, wenn auch mit insgesamt niedrigeren durchschnittlichen Reaktionszahlen als auf der NO-Fläche. Eine Ursache dafür könnte sein, daß die Versauerung mit zunehmender Entfernung vom Baumfuß weniger tief in den Boden vorgedrungen ist. Wahrscheinlich kommt jedoch zum Al ein weiterer Schadfaktor hinzu: Da die pH-Werte auf dieser Fläche den Eisen-Pufferbereich erreicht haben (ULRICH 1981 b), d. h. da hier verstärkt Fe-Hydroxide gelöst werden und Fe-Ionen in höheren Konzentrationen in der Bodenlösung auftreten, könnten Ca/Fe-Verhältnisse erreicht werden, bei denen auch Fe-Ionen Wurzelschäden hervorrufen (vgl. SKEEN 1929). Nach Untersuchungen von NEITE und WITTIG (1985) wurden im Stammfußbereich von Buchen bereits sehr hohe Gehalte an austauschbar gebundenem Eisen, das auf die floristische Zusammensetzung der Krautschicht einen entscheidenden Einfluß ausüben kann, festgestellt.

Die kombinierte Wirkung relativ hoher Konzentrationen von H-, Al- und Fe-Ionen bei gleichzeitig niedrigen Ca-Konzentrationen (WALLACE et al. 1966) dürfte ganz wesentlich den Ausschluß weniger „säureresistenter" Arten aus dem Stammfußbereich bedingen. Unter den hier gegebenen Bedingungen sind „Säureschäden" auch an den Wurzeln der Buche im engeren Stammfußbereich selbst auf Kalkgestein nicht auszuschließen.

5. Zusammenfassung

Die räumliche Verteilung der Arten in der Krautschicht von zwei Kalkbuchenwald-Flächen auf dem Kamm des südlichen Teutoburger Waldes ist abhängig von der Anordnung der Buchenstämme: Mit Annäherung an die Stämme werden Arten mit höheren Reaktionszahlen zunehmend durch Arten mit niedrigeren Reaktionszahlen ersetzt; an den Stammfüßen treten ausgesprochene Azidophyten auf, obwohl in etwa 30 cm Tiefe Kalkgestein ansteht.

Diese Verteilung der Arten entspricht der Verteilung der pH-Werte der Böden, die in Richtung auf die Stämme abnehmen und an den Stammfüßen Minima $< 3{,}0$ erreichen. Erwartungsgemäß ist der Anteil des Ca an der Austauscherbelegung umso niedriger, der Anteil des Al umso höher, je niedriger die pH-Werte sind. Die absoluten Gehalte an austauschbarem Al nehmen dagegen nach einem Maximum um pH 3,2 zu niedrigeren pH-Werten hin wieder ab.

Aus dieser Verteilung wird gefolgert, daß der Stammablauf der Buchen an diesen Standorten die Lösung von Karbonat, die Auswaschung von Ca-Ionen und die Verwitterung Al-haltiger Silikate beschleunigt hat (möglicherweise gefördert durch die besonders immissionsbelastete Lage). Die resultierende Versauerung ermöglicht die Existenz von Al-Ionen in gelöster und austauschbar adsorbierter Form. Bei besonders niedrigen pH-Werten im engeren Stammfußbereich kommt es auch zu Verlusten an Al-Ionen. Gleichzeitig dürfte es hier zu verstärkter Verwitterung von Fe-Hydroxiden und höheren Gehalten an Fe-Ionen kommen.

Als Ursache für das Verteilungsmuster der Vegetation wird angenommen, daß die in Richtung auf die Stammfüße ansteigenden Gehalte der Böden an H-, Al- und möglicherweise Fe-Ionen bei gleichzeitig abnehmenden Gehalten an Ca-Ionen Wurzelschädigungen an weniger „säureresistenten" Arten hervorrufen.

Literaturverzeichnis

BENECKE, P. (1979): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling.-Habilitationsschrift, Univ. Göttingen, 225 S.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - 3. Aufl., Springer-Verlag, Wien, New York.

BURRICHTER, E. (1973): Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht. - Siedlung u. Landschaft in Westfalen, Heft 8, Münster.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - 2. Aufl.. Scripta Geobotanica **9**: 122 S.

GLATZEL, G., E. SONDEREGGER, M. KAZDA & H. PUXBAUM (1983): Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen. - Allg. Forst Zeitschrift **38**: 693-694.

GLAVAC, V., A. KRAUSE & R. WOLFF-STRAUB (1970): Über die Verteilung der Hainsimse *(Luzula luzuloides)* im Stammabflußbereich der Buche im Siebengebirge bei Bonn. - Schriftenreihe für Vegetationskunde **5**: 187-192.

GUNNEMANN, H. (1983): Die bodenabhängige Vegetationsentwicklung einer Kahlschlagfläche. - Staatsexamensarbeit, Univ. Münster, 119 S., unveröffentlicht.

HACKETT, C. (1962): Stimulative effects of aluminium on plant growth. - Nature **195**: 471.

HENRICHFREISE, A. (1976): Aluminium- und Mangantoleranz von Pflanzen saurer und basischer Böden. - Dissertation, Univ. Münster, 101 S.

JOCHHEIM, H. (1985): Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbestände. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Univ. Göttingen, Bd. 13, 226 S.

KLINGE, H., F. PUFFE, E. SCHEFFER & E. WELTE (1962): Die Rendzinen der mitteldeutschen Berg- und Hügellandschaften, III.-Pflanzenern. Bodenkunde **96**: 46-62.

KNABE, W. (1982): Immissionsökologische Waldzustandserfassung (IWE). In: Mitt. der LÖLF, Sonderheft: 43-57.

KOENIES, H. (1982): Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. - Dissertation, Gesamthochschule Kassel, 288 S.

LUND, Z.F. (1970): The effect of calcium and its relation to some other cation on soybean root growth. - Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **34**: 456-459.

MAASJOST, L. (1973): Der Naturpark Eggegebirge und südl. Teutoburger Wald. Die Landschaften. In: Landwirtschaftsverband Westf.-Lippe (Ed.): Landschaftsrahmenplan Naturpark Eggegebirge und südl. Teutoburger Wald, 187 S., Münster.

MAYER, R., B. ULRICH & P. KHANNA (1975): Die Ausfilterung von Luftverunreinigungen durch Wälder - Einflüsse auf die Azidität der Niederschläge und deren Auswirkung auf den Boden. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **22**: 339-348.

MEISEL, S. (1959): Bielefelder Osning. In: MEYNEN, E. (Ed.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 6. Lieferung, 788-789, Remagen.

NEITE, H. & R. WITTIG (1985): Korrelation chemischer Bodenfaktoren mit der floristischen Zusammensetzung der Krautschicht im Stammfußbereich von Buchen. - Acta Oecol., Oecol. Plant. **6**: 375-385.

RUNGE, M. (1983): Zum Einfluß des Aluminiums auf die floristische Zusammensetzung von Waldgesellschaften des Münsterlandes. - Verhandl. Ges. Ökologie **11**: 339-350.

SCHLICHTING, E. & H.P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. - Parey Verlag, Hamburg.

SKEEN, J.R. (1929): The tolerance limit of seedlings for aluminium and iron and the antagonism of calcium. - Soil Science **27**: 69-80.

TÜXEN, R. (1977): Beobachtungen über die Schneeverteilung im Buchenwald, ihre Ursachen und Wirkungen. - In: TÜXEN, R. (Ed.): Vegetation und Klima. Ber. Int. Symp. der Int. Vereinig. f. Vegetationsk., 127-162. J. Cramer, Vaduz.

ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa - Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. - Allg. Forst Zeitschrift **35**: 1198-1202.

ULRICH, B. (1981 a): Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. - Forst- und Holzwirt **36**: 525-532.

ULRICH, B. (1981 b): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. - Pflanzenern. Bodenkunde **144**: 289-305.

ULRICH, B., R. MAYER, P. KHANNA & J. FRENZEL (1978): Ausfilterung von Schwefel-Verbindungen aus der Luft durch einen Buchenbestand. - Pflanzenern. Bodenkunde **141**: 329-335.

WALLACE, A., E. FROLICH & O.R. LUNT (1966): Calcium requirements of higher plants. - Nature **209**: 634.

Anschrift der Verfasser: Dipl. Biol. Heinz Neite, Botanisches Institut der Universität Düsseldorf, Universitätsstr. 1, 4000 Düsseldorf.
Prof. Dr. Michael Runge, Systematisch-Geobotanisches Institut d. Univ. Göttingen, Untere Klarspüle 2, D-3400 Göttingen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: 48_2-3_1986

Autor(en)/Author(s): Neite Heinz, Runge Michael

Artikel/Article: Kleinräumige Differenzierung von Vegetation und Boden durch den Stammablauf in einem Buchenwald auf Kalkgestein 303-316