ERNST E. HILDEBRAND

Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften
von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten
Waldbeständen

Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen

Von E. E. HILDEBRAND

1 Einleitung

Das Ausmaß der chemischen Veränderungen von Waldböden unter dem Einfluß saurer Depositionen ist umstritten. Ebenso kontrovers wird diskutiert, in welchem Ausmaß solche chemischen Veränderungen im Rahmen der Walderkrankung als disponierende oder ursächliche Faktoren betrachtet werden können (z. B. ULRICH u. MATZNER 1983; ZÖTTL 1983; REHFUESS 1981; REHFUESS u. RODENKIRCHEN 1984).

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, durch Vergleich von Analysenwerten an archivierten und neu gewonnenen Bodenproben die chemische Entwicklung von Mineralböden alter Düngeversuche nachzuvollziehen; und zwar von Flächen sowohl mit als auch ohne Einfluß von Düngemaßnahmen.

Dabei ist man auf solche Düngeversuche, Teilflächen und Bodentiefen angewiesen, von denen archivierte Proben vorhanden sind. Das Alter dieser Proben sollte groß genug sein, daß ein gerichteter Entwicklungstrend bodenanalytischer Werte sich deutlich aus der räumlich, kurzzeitig und analytisch bedingten Variabilität abhebt. Da die Düngeversuche in der Regel ertragskundlich gut dokumentiert sind, kann die chemische Bodenentwicklung auch mit der forstlichen Ertragsbildung verglichen werden (vgl. KENK et al. 1984).

Daneben werden Untersuchungsergebnisse anderer Standorte mit starken Symptomen der Walderkrankung vorgestellt. Es wird versucht, den chemischen Status dieser Böden im Lichte der an Düngeflächen festgestellten Entwicklungstrends zu werten.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandorte

Zur Erarbeitung bodenchemischer Entwicklungstrends innerhalb der letzten 10–20 Jahre auf basenarmem Gestein wurden zwei Düngeversuche ausgewählt, von denen noch archivierte Bodenproben vorhanden waren.

2.1.1 DV 9, Buntsandstein-Odenwald, Fbz. Heidelberg

Es handelt sich um ein 72jähriges Fichtenbaumholz auf mittlerem Buntsandstein, in dem 1959 ein Düngeversuch angelegt wurde mit folgenden Varianten:

Parzelle 1: 20 dt/ha kohlenaurer Kalk, 2×6 dt/ha Hyperphos	(CaP)
Parzelle 2: 0-Feld	
Parzelle 3: wie 1, zusätzlich 3×2 dt/ha Kalkammonsalpeter	(CaPN)
Parzelle 4: wie 3, zusätzlich 2×3 dt/ha Kalimagnesia	(CaPKN)

Von allen Düngeparzellen waren Mineralbodenproben von 0–5 cm Bodentiefe aus dem Jahr 1968 vorhanden. Standort und Bestand sind bei ALTHERR u. EVERS (1975) sowie bei KENK et al. (1984) beschrieben.

2.1.2 DV 58, Buntsandstein-Schwarzwald Fbz. Pfalzgrafenweiler

Es handelt sich um einen Fichten-Altbestand auf oberem Buntsandstein. Die Düngegeschichte geht aus Tabelle 1 hervor. Aus dem Jahre 1969 waren Bodenproben von 0–6 cm Bodentiefe vorhanden, vom 0-Feld auch Proben tieferer Mineralbodenhorizonte, die von einem Profil entnommen worden waren. Bestand und Standort sind bei HAUSER u. WITTICH (1969) beschrieben.

Tabelle 1

Düngegeschichte des DV 58
Fertilizer applications of trial DV 58

Parzelle	1953	1954	1955	1966
1	Ca ₂₀			T ₁₀ KAS ₁₀
2	Ca ₂₀ KAS ₄	KAS ₄	KAS ₄	KAS ₅
3		O-Feld		
4	KAS ₄	KAS ₄	KAS ₄	
5	Ca ₂₀ T ₁₀ KAS ₄	KAS ₄	KAS ₄	
Ca T	Kohlensaurer Kalk Thomasphosphat	KAS Index	Kalkammonsalpeter Düngermenge in dt/ha	

2.1.3 Sonstige Standorte

Es wurden vier weitere Standorte in die Untersuchungen einbezogen, bei denen die Bestände stark geschädigt sind. Im Falle der Standorte Rotenfels und Baden-Baden ist das Bestandesgefüge jeweils in Auflösung begriffen. Eine Kurzcharakteristik dieser Standorte ist in Tabelle 2 wiedergegeben.

2.2 Methoden

Zur Kennzeichnung der Festphase des Bodens wurden die effektiv austauschbaren Kationen nach MEIWES et al. (1984) an horizontbezogenen Bodenproben bestimmt. Dabei erfolgte die Analyse von K durch Emissionsspektroskopie, Ca, Mg, Mn, Fe und Al durch Atomabsorptionsspektroskopie, Protonen durch pH-Messungen vor und nach der Perkolation und Berechnung der sorbierten Protonenmenge aufgrund der pH-Differenz und der Al-Konzentration im Perkolat (vgl. ULRICH 1966).

Daneben wurde routinemäßig C_v, N_v, P_{HCl}, K_{HCl}, Ca_{KCl} und Mg_{HCl} bestimmt (vgl. EVERS et al. 1968). Soweit nicht veröffentlicht, wurden Nadelanalysen nach den von EVERS und BÜCKING (1976) beschriebenen Methoden durchgeführt.

Zur Charakterisierung der wässrigen Phase im Mineralboden wurden im 2:1 Extrakt nach MEIWES et al. (1984) der pH-Wert gemessen und die Elemente K, Ca, Mg, Mn, Al und Fe mittels Emissionsspektroskopie bzw. AAS bestimmt. Die Ionenverhältnisse der elektrolytaustauschbaren und der wasserlöslichen Fraktion wurden zueinander in Beziehung gesetzt und GAPON-Koeffizienten berechnet. Dabei wird das Verhältnis der Äquivalente zweier sorbierter Ionen in Beziehung zu ihrem Aktivitätenverhältnis in der Gleichgewichtslösung gebracht. In der gelösten Phase wird die Wertigkeit als reziproke Potenz berücksichtigt. So gilt z. B. für das Ionenpaar Ca/Al:

$$\left[\frac{\text{Ca}}{\text{Al}} \right]_{\text{sorbiert}} = k_{G(\text{Ca/Al})} \cdot \left[\frac{\sqrt[3]{a_{\text{Ca}}}}{\sqrt[3]{a_{\text{Al}}}} \right]_{\text{gelöst}}$$

$$k_{G(\text{Ca/Al})} = \left[\frac{\text{Ca}}{\text{Al}} \right]_s \cdot \left[\frac{\sqrt[3]{a_{\text{Al}}}}{\sqrt[3]{a_{\text{Ca}}}} \right]_l \quad (\text{mmol/l})^{-\frac{1}{6}}$$

Tabelle 2

Kurzbeschreibung der untersuchten Standorte
Brief description of the investigated sites

Standort	Manzenstein Fbz. Rotenfels	Rieselbrunnen Fbz. Baden-B.	O-Parz. DV 97 Fbz. Pfalz- grafenweiler	O-Parz. DV 9 Fbz. Heidelberg
Höhe NN	720	380	595	500
Relief	Oberhang, nach Westen exponiert	Steilhang, nach Norden exponiert	eben	Flachhang, nach Westen exponiert
Nieder- schlag (mm)	1300–1350	1400	1036	1004
Gestein	Hangschutt aus smc ₂	Hangschutt aus Forbach- Granit	Plattensandstein mit Lößlehmdecke wechselnder Mächtigkeit	smc ₂
Bodentyp	Podsol, im oberen Mineralboden verockert	Braunerde	Pseudogley- Braunerde	Podsol- Braunerde
Humusform	Rohhumus	reliefbeding- tes Fehlen von organ. Auflagen	F-Mull	rohhumusartiger Moder
Standorts- einheit	mäßig trockener Buntsandstein- Sommerhang	lehmig-grusiger Winterhang	mäßig frischer Buntsandstein- Mischlehm	mäßig frischer Flachhang
Bestand	Fi, 50, stark geschädigt	Fi, 35–40, stark geschädigt	80 % Ta, 92, 20 % Fi, 72	Fi, 74
Literatur zu Bestand und Standort	EVERS 1984 1985	–	KENK et al. 1983	ALTHERR u. EVERS 1975 KENK et al. 1984

Je höher der Betrag des Koeffizienten k_G ist, desto relativ größer ist die Selektivität der Austauscher für dasjenige Ion, das in der sorbierten Phase im Zähler auftritt (vgl. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1982, S. 88 ff.).

Es wurde die Abhängigkeit dieser Verteilungskoeffizienten vom Ionenbelag der Austauscher geprüft. In die dazu durchgeführten Regressionsrechnungen, die in Abbildung 6 dargestellt sind, wurden auch Proben aus vier Profilen der BMFT-Untersuchungsflächen im Forstbezirk Freudenstadt sowie Proben aus Düngeparzellen des DV 97 im Forstbezirk Pfalzgrafenweiler einbezogen. Die Ionengleichgewichte in den Mineralböden wurden mit nadelanalytischen Ergebnissen verglichen.

Eine genaue Auswertung der bodenchemischen Ergebnisse im Hinblick auf die forstliche Ertragsbildung sowie auf den Gesundheitszustand der Bestände soll in Zusammenarbeit mit der Abteilung Waldwachstum der FVA Baden-Württemberg nachfolgenden Publikationen vorbehalten bleiben.

3 Ergebnisse

3.1 Zeitliche Veränderung bodenchemischer Parameter am Beispiel von Düngeversuchen

3.1.1 DV 9, Buntsandstein-Odenwald

In Abbildung 1 ist für den oberen Mineralboden die relative Veränderung des Ionenbelages am Austauscher in einem Zeitraum von 15 Jahren dargestellt. Aufgrund der nur bedingten boden-

typologischen Vergleichbarkeit der Düngeparzellen untereinander (vgl. KENK et al. 1984) soll vor allem der zeitliche Entwicklungstrend im Ionenbelag der Düngeparzellen betrachtet werden. Hierzu kann das Balkendiagramm der Abbildung 1 folgendermaßen interpretiert werden:

- auf allen Parzellen, einschließlich der 0-Fläche, ist im Beobachtungszeitraum eine Zunahme des Anteils an Protonen im Ionenbelag festzustellen. Im Falle des Feldes 1 (CaP-Variante) hat sich der Protonenanteil nahezu vervierfacht.
- Auf den Düngeparzellen (Felder 1, 3 und 4) ist die Basensättigung, und hierbei insbesondere die Calciumsättigung, stark zurückgegangen. Es wurde jedoch bislang in keinem Fall das sehr niedere Niveau der 0-Fläche erreicht (Basensättigung = 6 %).

Abb. 1. Veränderung des Ionenbelags im Oberboden (0–6 cm) der Düngeparzellen des DV 9 zwischen 1968 und 1983. Düngezeitpunkt Feld 1–3: 1958, Feld 4: 1959

Fig. 1. Changes of the ion coating in the top soil (0–6 cm) of the trial plots between 1968 and 1983. Time of fertilization: Plots 1–3: 1958, plot 4: 1959. Fertilization trial No. 9 with Norway spruce in the Heidelberg forest district

- Im Falle des Feldes 1 (CaP-Variante) nehmen neben den Basenanteilen auch die Prozente an Kationsäuren (Fe^{3+} , Al^{3+}) stark ab. Da gleichzeitig die Protonisierung der Austauscher hier am stärksten ist, kann man annehmen, daß die Pufferung durch Protolyse von Al- und Fe-Sesquioxiden und die damit verbundene Freisetzung von Al- und Fe-Ionen weitgehend zum Erliegen gekommen ist. Der Protoneneintrag in dem obersten Mineralbodenbereich wird also – sofern vom Austauscher kein Al und Fe mehr verdrängt werden kann – nahezu vollständig an tiefere Horizonte weitergegeben.
- Auf der 0-Parzelle sind in abgeschwächter Form dieselben Tendenzen wie in Feld 1 erkennbar.
- Im Falle der Felder 3 und 4 (CaPN und CaPKN-Varianten) nehmen neben dem Protonenanteil auch die Prozente an Kationsäuren am Austauscher zu. Offensichtlich ist hier der Säure-/Sesquioxid-Puffer noch nicht so erschöpft wie im Fall des Feldes 1, so daß aus der Protolyse von Al- und Fe-Hydroxiden noch ständig Al- und Fe-Ionen nachgeliefert und an Ort und Stelle sorbiert werden.
- In keiner der untersuchten Proben konnte elektrolytaustauschbares Mangan oberhalb unserer Nachweisgrenze ($< 0,2 \mu\text{val/g}$) gefunden werden. Die aktuelle Situation der Düngeparzellen ist also durch eine weitgehende Aufzehrung der durch die Düngegaben eingebrachten Pufferkapazitäten gekennzeichnet. Die starke Vermehrung der Protonenanteile am Ionenbelag der Austauscher der obersten Mineralbodenbereiche macht deutlich, daß der Säureeintrag im Beobachtungszeitraum deren Pufferrate überstiegen hat.

3.1.2 DV 58, Buntsandstein-Schwarzwald

In Abbildung 2 ist die Veränderung des Ionenbelages der oberen Mineralbodenhorizonte in den letzten 15 Jahren dargestellt. Insgesamt zeigen diese Ergebnisse einen ähnlichen Trend wie im Düngeversuch Heidelberg. Die Protonisierung der Austauscher ist jedoch noch nicht so weit fortgeschritten, so daß man eine höhere Pufferrate durch Sesquioxide annehmen kann. Lediglich auf der O-Parzelle ist eine Zunahme des Protonenanteils auch auf Kosten der Kationsäuren festzustellen. Hier fällt ein 1969 meßbarer Mn-Anteil unter die Nachweisgrenze ab.

Abb. 2. Veränderung des Ionenbelags im Oberboden (0–6 cm) der Düngeparzellen des DV 58 zwischen 1969 und 1984. Düngezeitpunkt und Düngungsgeschichte: vgl. Tab. 1

Fig. 2. Changes of the ion coating in the top soil (0–6 cm) of the trial plots between 1969 and 1984. Time of fertilization: see Tab. 1. Fertilization trial No. 58 in the forest district of Dornstetten

Im Falle der Parzelle 4 wird deutlich, daß die Düngung durch Kalkammonsalpeter keinen Einfluß auf die Basensättigung des Oberbodens erkennen läßt. Dies gilt sowohl für die archivierten Proben aus dem Jahr 1969 als auch für die frisch gezogenen Proben von 1984.

In Abbildung 3 sind die Tiefenfunktionen der austauschbaren Kationen an archivierten und neu gezogenen Bodenproben der O-Parzelle dargestellt. Insgesamt zeigt sich, daß im Beobachtungszeitraum ähnlich wie bei den in den Abbildungen 1 und 2 dargestellten Proben der Oberböden ein „eiserner Bestand“ an Basenanteilen gehalten wird, daß innerhalb der Kationsäuren jedoch drastische Umlagerungen stattfinden. So ist eine starke Zunahme an austauschbarem Fe ab 10 cm Bodentiefe zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu sind in der gesamten erfaßten Profiltiefe die beträchtlichen Mn-Anteile der Proben von 1969 jetzt nicht mehr nachzuweisen. Offensichtlich hat im Beobachtungszeitraum eine vollständige Protolyse der Mn-Oxide und eine anschließende Verdrängung durch die zunehmend in der Lösungsphase erscheinenden dreiwertigen Fe- und Al-Ionen stattgefunden. Diese Annahme sei durch folgende Überlegungen verdeutlicht:

Nach STAHR (1973) befinden sich in A- und B-Horizonten (außer B_b-Horizonten) von Profilen des s_u, s_m und s_o

$$0,001\text{--}0,01 \text{ \% dithionitlösliches Mangan (Mn}_d\text{)}$$

bei d_B = 1,50 g/cm³ entspricht dies

$$15\text{--}150 \text{ kg Mn}_d \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dm}^{-1}$$

Nach der Pufferreaktion (vgl. ULRICH 1981)

neutralisiert 1 mol Mn in oxidischer Bindung 3 mol H^+ ; d. h. 15–150 kg Mn_d entsprechen einem Neutralisierungsäquivalent von

$$0,8-8 \text{ kmol } H^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dm}^{-1}$$

Es ist daher wahrscheinlich, daß bei Säureeinträgen von mehr als 1 kmol H^+ /a/ha die Oberböden eine relativ kurzfristige Mn-Mobilisierungsphase durchlaufen, in der die pedogenen Mn-Oxide instabil werden und Mn^{2+} in die Bodenlösung ausschütten. Da dieser Bereich offensichtlich schnell durchschritten wird, müssen die Manganionen mit den immer stärker ins Spiel kommenden dreiwertigen und damit eintauschstärkeren Al- und Fe-Ionen konkurrieren und werden deshalb durch diese vom Sorptionskomplex verdrängt.

Abb. 3. Tiefenfunktionen der Äquivalentprozente an elektrolytaustauschbaren (1 N NH_4Cl) Kationbasen und -säuren der 0-Parzelle des DV 58 an Bodenproben von 1969 und 1984

Fig. 3. Depth functions of effectively exchangeable cations (1 N NH_4Cl) shown as equivalent percentages 1969 and 1984. Fertilization trial No. 58, control plot

Diese Einschätzung des Ablaufes wurde bisher dadurch bestätigt, daß Profile und Horizonte, bei denen elektrolytaustauschbares Eisen am Austauscher auftritt, stets kein Mangan mehr nachgewiesen werden konnte (vgl. Abb. 4). Eigene, bisher nicht veröffentlichte Analysenwerte aus Profilen des Buntsandstein-Nordschwarzwaldes im Forstbezirk Freudenstadt weisen ebenfalls diesen Befund auf.

Die Tiefenfunktionen zeigen auch, daß die bereits in Abbildung 2 (0-Feld) konstatierte starke Zunahme der Protonisierung der Austauscher des obersten Mineralbodenbereiches noch bis 25 cm Bodentiefe nachgewiesen werden kann.

3.2 Ionengleichgewichte in sauren Mineralböden

Für die Standorte Heidelberg, Pfalzgrafenweiler, Baden-Baden und Rotenfels sind in den Abbildungen 4 und 5 die prozentualen Anteile an Kationbasen und -säuren in der elektrolytaustauschbaren Fraktion (Abb. 4) und in der wäßrigen Phase (Abb. 5) als Tiefenfunktionen dargestellt.

Abb. 4. Tiefenfunktionen der elektrolytaustauschbaren (1 n NH_4Cl) Kationbasen und -säuren als Äquivalentprozente

Fig. 4. Depth functions of effectively exchangeable cations (1 N NH_4Cl) shown as equivalent percentages

In der wäßrigen Phase sind beim Standort Heidelberg die niedrigsten Mg-, beim Standort Baden-Baden die niedrigsten Ca-Anteile zu verzeichnen. Dies steht in Einklang mit der nadelanalytisch festgestellten Versorgungslage der Bestände (vgl. Tab. 3).

Auch die niederen K-Spiegel in den Nadeln der Versuchsfläche Pfalzgrafenweiler scheinen plausibel: Bei K-Anteilen am Sorptionskomplex, die mit denen der Standorte Heidelberg und Baden-Baden vergleichbar sind (vgl. Abb. 4), ist zu beachten, daß der gelöste K-Anteil beim Standort Pfalzgrafenweiler im Gegensatz zu den anderen Standorten keinen positiven Tiefengradienten aufweist, und bei der Aufnahme durch die Wurzeln mit einem hohen Anteil an mehrwertigen Kationen konkurrieren muß (vgl. Abb. 5).

Im Falle des Standortes Rotenfels fallen die mit der Profiltiefe nicht abnehmenden hohen Anteile an gelösten Protonen auf. Dies weist darauf hin, daß aktuell die Pufferrate in allen Horizonten des untersuchten Profils dem Protoneneintrag nicht standhält. Angesichts der hohen Protoneneinträge (über 3 kmol H^+ /a/ha im Bestandesniederschlag, EVERS 1985) erscheint auch dieser Befund plausibel.

Abb. 5. Tiefenfunktionen der im 2:1-Extrakt löslichen Kationbasen und -säuren als Äquivalentprozente
Fig. 5. Depth functions of cations, soluble in an aqueous 2:1-extract, shown as equivalent percentages

Die extreme Versauerung der Standorte Heidelberg, Baden-Baden und Rotenfels wird auch aus den beträchtlichen austauschbaren Fe-Anteilen der Oberböden ersichtlich. In diesen Oberböden ist – im Gegensatz zum Standort Pfalzgrafenweiler – bereits der Fe-Pufferbereich aktuell erreicht oder in der Vergangenheit wirksam geworden (vgl. ULRICH 1981).

Zur näheren Charakterisierung der Beziehung zwischen Kationenbelag und Kationenanteilen in der wäßrigen Bodenphase wurden Verteilungskoeffizienten nach GAPON berechnet (vgl. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1982). Da bei dem Versauerungsgrad der untersuchten Standorte ionares Aluminium Hauptkonkurrent bei der Basenaufnahme ist, wurde besonderes Gewicht auf die Ca/Al- und Mg/Al-Koeffizienten gelegt.

In Abbildung 6 ist die Abhängigkeit der Ca/Al- und Mg/Al-Koeffizienten von der Sättigung der Austauscher an dreiwertigen Kationsäuren (Al + Fe) am Beispiel von 57 Mineralbodenproben (% $C_t < 8$) dargestellt. Es wird deutlich, daß mit zunehmender (Al + Fe)-Belegung der Austauscher Ca und Mg immer mobiler werden, d. h., daß die „Abschottung“ der Austauscher durch dreiwertige Kationsäuren eine zunehmende Diskriminierung von Ca und Mg bewirkt. Dazu kommt, daß bei pH-bedingter Abnahme von variablen Ladungen der Wertigkeitseffekt als Faktor der Eintauschstärke geringer wird. Dies stimmt auch überein mit älteren Befunden von SCHWERTMANN (1962) und ULRICH (1966).

Es werden auch große Unterschiede zwischen Ca und Mg deutlich: Bei geringerem Selektivitätsgradienten sind die Gleichgewichte bei Mg im Vergleich zu Ca stark zugunsten der Lösungsphase verschoben. Dies verdeutlicht auch Erfahrungen der forstlichen Düngepraxis, wo

Abb. 6. Beziehung zwischen der Sättigung an dreiwertigen Kationsäuren (Al + Fe) und dem Ca/Al- bzw. Mg/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON. Die Punkte innerhalb des gestrichelten Vierecks ([Al + Fe] > 85 %) repräsentieren Proben ohne Einfluß älterer Dünge-maßnahmen

Fig. 6. Saturation with trivalent cation acids (Al + Fe) versus Ca/Al and Mg/Al selectivity-coefficients, respectively, according to GAPON. The points inside the dashed square ([Al + Fe] > 85 %) represent samples without influence of earlier fertilization

nach die Schaffung eines mittelfristig verfügbaren Mg-Vorrates ohne Auswaschungsverluste bei versauerten Waldböden äußerst schwierig ist.

In dem Probenkollektiv der Abbildung 6 zeigen die nicht von ehemaligen Kalkungen beeinflussten Bodenproben Sättigungsgrade an austauschbaren (Al + Fe) von mehr als 85 %. Diese Proben sind in Abbildung 6 innerhalb des gestrichelten Vierecks dargestellt.

In den Abbildungen 7 und 8 ist für dieses Probenkollektiv ($\% C_t < 8$; $\% [Al + Fe] > 85$) eine profilweise Darstellung der Ca/Al- bzw. Mg/Al-Koeffizienten in Abhängigkeit von der Kationsäuresättigung (Al + Fe + H) wiedergegeben. Bei den Ca/Al-Regressionen der Abbildung 7 erkennt man eine Gruppierung der Standorte Baden-Baden, Rotenfels und Heidelberg, die sich deutlich von der Lage der Regression des Standortes Pfalzgrafenweiler absetzt. Bei gleicher Sättigung an (Al + Fe + H) ergeben sich beim Standort Pfalzgrafenweiler niedrigere Ca-Selektivitäten, d. h. eine größere Ca-Verfügbarkeit. Diesem Befund entsprechen auch nadelanalytische Ergebnisse, wonach die Ca-Versorgung der Bestände in Heidelberg, Baden-Baden und Rotenfels schwach bis mangelhaft ist (vgl. Tab. 3). Man kann daher schließen, daß bei der äußerst geringen Ca-Sättigung der untersuchten Substrate (2–3 % Ca, vgl. Abb. 4) die 5–10fache niedrigere mittlere Ca-Selektivität beim Standort Pfalzgrafenweiler einen nadelanalytisch erkennbaren Ca-Mangel bisher verhindert hat.

Tabelle 3

Ausgewählte Nadelanalysen der Untersuchungsstandorte, Fichte
Selected needle analyses from the investigated sites, Norway spruce

Standort	Quirl	Alter der Nadel (Jahre)	mg/g					
			N	P	K	Ca	Mg	Mn
O-Parzelle, DV 9 Heidelberg (1982) (KENK et al. 1984)	1	1	14,9	1,29	7,00	1,90	0,50	0,46
	7	1	15,2	1,23	7,50	2,70	0,52	0,70
	7	4	11,7	0,82	6,35	3,10	0,20	0,45
O-Parzelle, DV 97 Pfalzgrafenweiler (1981) (KENK et al. 1983)	1	1	10,1	1,43	2,70	3,70	1,03	2,24
	7	1	12,5	1,39	3,50	3,85	0,88	2,30
	7	4	10,3	0,92	2,70	6,15	0,43	3,50
Manzenstein Rotenfels (1982) (EVERS, 1984)	1	1	12,1	1,69	4,65	1,50	0,84	0,21
	7	1	14,7	1,67	5,25	1,35	0,60	0,14
	7	4	10,3	1,22	5,75	1,85	0,29	0,08
Rieselbrunnen Baden-Baden (1984)	1	1	12,2	1,41	5,75	1,20	0,47	0,36
	7	1	10,6	1,03	5,60	1,75	0,22	0,39
	7	4	9,7	0,84	7,10	1,90	0,15	0,39

Die Abhängigkeit der Mg/Al-Koeffizienten von der (Al + Fe + H)-Sättigung in Abbildung 8 weist dieselbe standortspezifische Gruppierung wie die der Ca/Al-Koeffizienten aus. Es kommt aber auch hier wieder deutlich zum Ausdruck, daß die Mg-Selektivitäten im Vergleich zum Ca wesentlich niedriger sind und daß die Rate der Selektivitätsabnahme (= negative Steigungen der Regressionen) geringer ist.

Die Frage ist nun, ob die standortspezifische Gruppierung der in den Abbildungen 7 und 8 dargestellten Beziehungen mit bodenchemischen Parametern erklärt werden kann. Ein solcher Versuch ist in Abbildung 9 dargestellt. Man sieht, daß mit zunehmendem Protonenanteil ein zunächst sehr starker Anstieg der Ca- und auch der Mg-Selektivitäten gegenüber Al konstatiert werden kann. Diese Beziehung gibt Anlaß zu vermuten, daß mit beginnender Protonisierung der Austauscher die versauerungsbedingte Verschiebung der ionaren Ca- und Mg-Fraktion zur

Abb. 7. Profilspezifische Beziehung zwischen der Sättigung an Kationsäuren (Al + Fe + H) und dem Ca/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON.

Fig. 7. Saturation of cation acids (Al + Fe + H) versus Ca/Al-selectivity-coefficients according to GAPON (stratified according to individual soil profiles)

Abb. 8. Profilspezifische Beziehungen zwischen der Sättigung an Kationsäuren (Al + Fe + H) und dem Mg/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON

Fig. 8. Saturation of cation acids (Al + Fe + H) versus Mg/Al-selectivity-coefficients according to GAPON (stratified according to individual soil profiles)

Lösungsphase wieder umgekehrt wird. Die relative Eintauschmöglichkeit der zweiwertigen Kationbasen Ca und Mg steigt bei zunehmendem Anteil an einwertigen, sorbierten Protonen zunächst stark, dann abgeschwächt an. In Abbildung 4 ist dieser Sachverhalt dadurch ersichtlich, daß bei dem Standort Rotenfels in der ganzen erfaßten Profiltiefe bei größter Protonensättigung auch noch die höchsten Anteile an austauschbarem Ca und Mg vorhanden sind. In diesem chemischen Bodenzustand, nämlich bei geringer Ca- und Mg-Sättigung und hohem Protonenanteil innerhalb der Kationsäurefraktion wurden bisher an drei Standorten (Baden-Baden, Heidelberg und Rotenfels) nadelanalytisch neben Mg-Mangel auch Ca-Mangel festgestellt (vgl. Tab. 3).

Im Falle der K-Mangellage der Untersuchungsfläche Pfalzgrafenweiler müssen die geringen K-Anteile in der wäßrigen Phase hauptsächlich mit den mehrwertigen Kationen (Al + Mn) bei der Wurzelaufnahme konkurrieren. In Abbildung 10 ist dieses Konkurrenzverhältnis am Beispiel der K/Al Quotienten dargestellt, und zwar in Abhängigkeit vom K-Sättigungsgrad. Sowohl die profilweise Darstellung dieser Beziehung als auch die Regression aller Proben zeigt, daß mit zunehmender Basensättigung – in Abbildung 10 repräsentiert durch den K-Anteil – die Selektivität für K gegenüber Al ansteigt.

Da eine nur wenig standortspezifische Gruppierung der Beziehungen vorliegt, geht aus dem K/Al-Konkurrenzverhältnis die nadelanalytisch dokumentierte K-Mangellage nicht deutlich hervor. Bemerkenswert an diesem Befund ist, daß die hohe Mobilität des Kaliums im Fall des Standortes Rotenfels bisher eine nadelanalytisch darstellbare K-Mangelsituation verhindert haben dürfte. Diese Mobilität kann auch aus den Abbildungen 4 und 5 dadurch abgeleitet werden, daß bei geringsten austauschbaren K-Anteilen (Abb. 4) die höchsten K-Anteile in der wäßrigen Bodenphase gefunden wurden (Abb. 5).

Die hohen K-Anteile im Bestandesniederschlag der Versuchsfläche Rotenfels (vgl. EVERS 1985) lassen daher vermuten, daß dieser Bestand zur Zeit hinsichtlich seiner Kaliumversorgung „von der Hand in den Mund“ lebt.

Abb. 9. Beziehung zwischen der Protonensättigung und den Ca/Al bzw. Mg/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON

Fig. 9. Proton saturation versus Ca/Al and Mg/Al-selectivity coefficients, respectively, according to GAPON

Abb. 10. Profilspezifische und standortübergreifende Beziehungen zwischen der K-Sättigung und dem K/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON
 Fig. 10. K-saturation versus K/Al-selectivity-coefficients according to GAPON (stratified by individual soil profiles, and site-overlapping relationships)

4 Schlußfolgerungen

Der Vergleich von archivierten und neu gezogenen Bodenproben zeigte in insgesamt 9 Teilflächen von 2 Düngungsversuchsflächen gravierende Veränderungen im oberen Mineralbodenbereich an. Dabei können zwei grundsätzlich unterschiedliche Fälle im chemischen Entwicklungstrend ausgeschieden werden:

- bei gedüngten Flächen, d. h. bei erhöhtem Basenanteil nimmt innerhalb des Beobachtungszeitraumes von 15 Jahren die Basensättigung stark ab, meistens zugunsten der Kationsäuren Al^{3+} , Fe^{3+} und H^+ ;
- wenn ein offensichtlich substratspezifischer „eiserner Bestand“ an Basenanteilen erreicht ist, finden innerhalb der Kationsäureanteile Umlagerungen statt; der Al^{3+} -Anteil nimmt zugunsten von Fe^{3+} - und Protonenanteilen ab, bei extremer Versauerung können auch die Al^{3+} - und Fe^{3+} -Anteile zugunsten der Protonensättigung abnehmen.

Der Vergleich der Basenanteile, die trotz weitergehender Versauerung im Beobachtungszeitraum offensichtlich einem Grenzbereich von ca. 5 % zustreben, mit der nahezu völligen Verdrängung des ionaren Mangans von den Austauschoberflächen macht deutlich, daß im Falle der Basen ein Prozeß ablaufen muß, der noch ständig ionares K, Ca und Mg nachliefert. Als solche

Basenquelle kommen 1. primäre und pedogene Silikate in Frage. 2. Abgesehen vom atmogenen Eintrag hängt dann die Basensättigung von der Pufferrate der noch vorhandenen Silikate ab. Diese Einschätzung der Situation beinhaltet aber auch die Möglichkeit, daß bei Erschöpfung des Silikatpuffers die Basenversorgung im Mineralboden ganz zusammenbricht.

Dieser Fall kann auch dann eintreten, wenn die puffernden Silikate nur noch in größeren Kornfraktionen vorliegen, d. h. wenn die Pufferrate der Silikate aufgrund der Verminderung ihrer Oberfläche absinkt.

Eine solche Situation ist wohl beim Standort Baden-Baden mit grobkörnigem Bodensubstrat aus Kristallin gegeben, da die Basensättigung im humusfreien Mineralboden unter 1 % liegt (vgl. Abb. 4).

Ein sensibler Weiser für die Versauerungsgeschichte basenarmer, silikatischer Bodenprofile scheint die Fraktion des elektrolytaustauschbaren Mangans zu sein.

Offensichtlich reichen bereits mittlere Säureeinträge von ca. 1 kmol $H^+/a/ha$ aus, um in wenigen Jahren die Manganoxide im Wurzelbereich instabil werden zu lassen. Dieser Mobilisierungsphase an Mn^{2+} folgt eine Verdrängungsphase durch Al^{3+} und Fe^{3+} , so daß der Mineralboden sehr stark an austauschbarem Mangan verarmt. Vor dem Hintergrund einer solchen Abfolge ist auch eine Interpretation der Mn-Werte in Nadeln von Fichten und Tannen im Rahmen der TWI-Untersuchungen in Baden-Württemberg (unveröffentlicht) möglich: Tannen besitzen bei größerer Streuung höhere Mn-Gehalte in den Nadeln, da sie meist tiefer wurzeln und daher mit höherer Wahrscheinlichkeit Horizonte der Mn-Mobilisierungsphase noch erschließen. Die häufig sehr niedrigen Mn-Gehalte in stark erkrankten Fichtenbeständen, wie sie auch in Tabelle 3 gefunden werden, weisen darauf hin, daß die Phase der Mn-Verdrängung im durchwurzelten Mineralboden dieser Standorte abgeschlossen ist (vgl. EVERS 1985).

Die Ionengleichgewichte für Ca/Al und Mg/Al zeigen eine mit zunehmender Versauerung stärker werdende Diskriminierung von Ca und Mg durch den Mineralboden (vgl. Abb. 6, 7 und 8). In diesem Sachverhalt liegt ein Dilemma der praktischen Forstdüngung: je dringlicher durch bodenchemische Daten und nadelanalytische Befunde die Anreicherung von Kationbasen im Standort ausgewiesen wird, desto schwerer wird es, diese Basen in stabile Gleichgewichte zum Mineralboden zu bringen. Erst wenn die Protonisierung der Austauscher einsetzt, werden Ca und Mg wieder relativ stärker gegenüber Al eingetauscht (vgl. Abb. 9). Ob sich dieser Effekt bei der praktischen Forstdüngung in einer nachhaltigeren Erhöhung der Basenanteile am Austauscher äußert, muß offenbleiben, da über den Zustand der Austauschoberflächen bei solch extremer Versauerung ($\% H > 10 \%$) wenig bekannt ist, und praktische Versuche hierzu fehlen.

Die allgemein hohe Mobilität der Basen in den Mineralböden dieses chemischen Zustandes unterstreicht die Notwendigkeit, bei forstlichen Düngemaßnahmen das vorhandene Humuskapital möglichst zu schonen. Obwohl keine eindeutige, positive Beziehung zwischen dem C_c -Gehalt der untersuchten Bodenproben und der Ca- bzw. Mg-Eintauschstärke gegenüber Al gefunden wurde, stellt der Humuskörper schon allein aufgrund seiner hohen Gesamtsorptionskapazität den einzigen pedogenen Austauscher dar, an dem unter diesen Umständen ein mittelfristig wirksames Basendepot angereichert werden kann.

Ein weiteres Indiz für sehr weitreichende, säurebedingte Veränderungen an den mineralischen Austauschersubstanzen selbst ist in Abbildung 10 enthalten.

Normalerweise ist zu erwarten, daß bei Böden des gemäßigt-humiden Klimas die K-Selektivität bei abnehmender K-Sättigung aufgrund zunehmender K-Spezifität der Bindungspositionen stark zunimmt (vgl. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1982, S. 96 bzw. Abb. 47). Bei den drei Profilen, bei denen sich eine Beziehung zwischen der K-Sättigung und dem K/Al-Selektivitätsquotienten ergab, ist eine deutliche Umkehrung dieses Zusammenhanges zu verzeichnen. Dieser wird noch deutlicher, wenn man eine standortübergreifende Regression zwischen K-Sättigungsgrad und K/Al-Selektivität berechnet. Die Befunde der Abbildung 10 können nur so gedeutet werden, daß die gitterspezifischen K-Bindungspositionen der Schichtsilikate nicht mehr wirksam sind, d. h., daß die permanente Schichtladung der Tonminerale bei der Kaliumbindung dieser Böden die Ionengleichgewichte nicht mehr meßbar beeinflußt. Dies stimmt mit

dem von ULRICH (1981) betonten Zusammenhang überein, wonach bei zunehmender Versauerung im Mineralboden immer mehr permanente Schichtladung durch Al-Hydroxopolymere an den Austauscheroberflächen in variable Ladungen überführt wird.

Danksagung

Für die tatkräftige Unterstützung bei den Feldarbeiten gebührt Herrn SCHIEKER großer Dank.

Ferner möchte ich für die gewissenhafte Ausführung der Nadel- und Bodenanalysen Frau BÜTOW, Frau KUKLA und Frau SCHAIBLE besonders danken.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden in dankenswerter Weise mit EG-Mitteln des Projekts Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, finanziert.

Zusammenfassung

Durch Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen an archivierten Bodenproben von Düngungsversuchen und durch Vergleich mit der aktuellen Austauscherbelegung wurde die bodenchemische Entwicklung von zwei Standorten des Buntsandsteins mit und ohne Düngeeinfluß dargestellt. Es zeigten sich im Beobachtungszeitraum von 15 Jahren starke Versauerungstendenzen im oberen Mineralbodenbereich. Je nach Ausgangslage und Säurebelastung äußerte sich diese Versauerung in einer Abnahme der Basensättigung zugunsten von Kationsäuren, oder in einer zunehmenden Protonisierung des Austauschers bei gleichbleibendem, offensichtlich substratspezifischen „eisernen Bestand“ an Basen. Die Aufrechterhaltung eines Basenanteils trotz zunehmenden Lösungsdruckes an dreiwertigen Kationsäuren wird der Basenfreisetzung aus noch vorhandener Silikatpufferung zugeschrieben oder athmogenem Eintrag zugeschrieben.

Das austauschbare Mangan wurde im Beobachtungszeitraum vollständig mobilisiert und konnte im durchwurzelten Mineralboden nicht wiedergefunden werden. Aufgrund von Menge und Art der Manganoxide in nicht hydromorphen Bodenhorizonten aus Buntsandstein kann auf eine kurzfristig wirksame Protolyse der Manganoxide im Grenzbereich zwischen Austauscher- und Al-Pufferbereich und auf eine anschließende Verdrängungsphase durch Al^{3+} und Fe^{3+} geschlossen werden. Der Tiefenfunktion des austauschbaren Mangans kommt daher diagnostische Bedeutung und eine Datierungsfunktion für die Versauerungsgeschichte von Bodenprofilen zu.

Die Ionungleichgewichte in den Mineralböden von Standorten mit stark geschädigten Beständen zeigen generell eine zunehmende Diskriminierung von Basen mit fortschreitender Belegung der Austauscherflächen durch dreiwertige Kationsäuren. Bei beginnender Protonisierung der Austauscher, d. h. wenn die Protonenkonsumption durch Pufferreaktionen dem Protoneneintrag hinterherhinkt, nimmt die Selektivität der Austauscher für Ca und Mg wieder zu, da gegenüber Protonen der Wertigkeitseffekt von Ca und Mg zum Tragen kommt. Nur bei diesem bodenchemischen Zustand, d. h. bei niedriger Ca-Sättigung ($< 3\%$) und hohem Protonenanteil am Austauscher ($\% H^+ > 10$) wurde an drei Standorten nadelanalytisch neben Mg-Mangel auch eine Ca-Unterversorgung der Fichtenbestände festgestellt.

Eine sehr weitgehende und wahrscheinlich irreversible, säurebedingte Veränderung der Austauscherflächen äußert sich in der straffen, positiven Beziehung zwischen K-Sättigung und K-Selektivität gegenüber Al. Bei der K-Sorption durch permanente Ladungen an silikatischen Gittern müßte diese Beziehung negativ sein, da mit abnehmender K-Sättigung relativ immer mehr Positionen mit sterisch begünstigter K-Fixierung übrig bleiben. Unser Befund deutet also darauf hin, daß permanente Gitterladungen für die K-Gleichgewichte der untersuchten Standorte keine analytisch erkennbare Rolle mehr spielen. Die K-Sorption wird also wie die der anderen Basen durch variable Ladungen gesteuert.

Diese festgestellten chemischen Gleichgewichte in den Mineralböden der untersuchten Standorte verdeutlichen die Schwierigkeiten bei der praktischen Forstdüngung, durch Einbringung von Puffersubstanzen den Basenanteil an den Austauschern stark versauerter Mineralböden nachhaltig und umweltneutral zu erhöhen.

Summary

Condition and development of exchange characteristics of mineral soils from forest sites with declining stands

An approach was made to analyze the chemical development of soils of two forest sites on "Buntsandstein" with and without the influence of fertilization. For that purpose the exchange characteristics of stored soil samples were compared with those of recently collected samples.

During the observation period of 15 years a clear tendency towards acidification was found. According to soil conditions (influenced/not influenced by fertilization, input of acid depositions) the acidification was either expressed by a decrease of base saturation in favour of cation acids, or by an increasing proton saturation, then accompanied by a constant "iron reserve" of base saturation ($\pm 5\%$). The maintaining of a stable base saturation in spite of the dominance of trivalent cation acids in the soil solution is probably due to buffering processes by silicates. As long as silicates are present and the rate of silicate-buffering is constant, the liberation of bases will lead to substrate-specific base saturation.

During the observation period, a complete mobilization of the exchangeable manganese took place in the mineral soil penetrated by roots. Regarding the amount and the kind of Mn-oxides in nonhydromorphic soil horizons from "Buntsandstein", it can be concluded that a short phase of protolytic decomposition of Mn-oxides occurred in the course of acidification, followed by a Mn-displacement from exchange surfaces when trivalent cation acids began to dominate the soil solution. The depth function of exchangeable manganese, therefore, may contain information about the "acidification history" of soil profiles.

The calculation of cation exchange equilibria in the mineral soils of sites with heavily declining spruce stands revealed an increasing discrimination of bases when exchange surfaces show increasing saturation with trivalent cation acids. If the rate of proton input exceeds the rate of proton consumption by buffering processes, protons begin to dominate the soil solution and consequently are bound by exchange surfaces. At that time, the relative selectivity of mineral soils for Ca and Mg increases as a function of proton saturation. When soils were in such chemical state, that means at low Ca-saturation ($\% \text{ Ca} < 3$) and a high level of adsorbed protons ($\% \text{ H} > 10$), the spruce stands showed in addition to Mg-deficiency also a clear lack of Ca, as could be seen from needle analysis.

The positive correlation between K-saturation and K-selectivity relative to Al revealed that exchange surfaces suffered a drastic and probably irreversible change in the course of acidification. If permanent charges in the lattices of layer silicates are responsible for K-adsorption, a negative correlation between K-saturation and K-selectivity should be expected, as with decreasing K-saturation an increasing percentage of positions with steric sorption preference for K remains. This finding, therefore, indicates that permanent charges of silicate lattices did not play any discernible role in exchange equilibria on the sites investigated. Variable charges are rather considered to be the main factor of K-adsorption and the factor of base retention in general.

The cation exchange equilibria in acid mineral soils point out the difficulties of conventional forest fertilization to attain a lasting base enrichment on exchange surfaces.

Literatur

- ALTHERR, E.; EVERS, F. H., 1975: Magnesium-Düngungseffekt in einem Fichtenbestand des Buntsandstein-Odenwaldes. Allgem. Forst- u. Jagdztg. 146, 217-225.

- EVERS, F. H.; SCHÖPPER, W.; MIKLOSS, J., 1968: Die Zusammenhänge zwischen Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Mengen (in kg/ha) und den C/N-, C/P- und C/K-Verhältnissen der Oberböden von Waldstandorten. Mitt. d. Vereins für Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung **18**, 59–71.
- EVERS, F. H.; BÜCKING, W., 1976: Mineral analysis; In: Modern methods in forest genetics. J. P. MISCHKE, Edit. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag. 165–188.
- EVERS, F. H. 1984: Läßt sich das Baumsterben durch Walddüngung oder Kalkung aufhalten? Der Forst- und Holzwirt **39**, 75–80.
- EVERS, F. H., 1985: Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Nadelbeständen. Mitt. d. Vereins für Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung **31**, 31–36.
- HAUSSER, K.; WITTICH, W., 1969: Ergebnisse eines Düngungs-Versuchs zu 66jährigen Fichten auf einem typischen Standort des oberen Buntsandsteins im Württ. Schwarzwald. Allgem. Forst- u. Jagdztg. **140**, 25–99.
- KENK, G.; EVERS, F. H.; UNFRIED, P.; SCHRÖTER, H., 1983: Düngung als Therapie gegen Immissionseinwirkungen in Tannen-Fichtenbeständen? Dargestellt am Beispiel einer langfristig beobachteten Düngungs-Versuchsanlage im Nordschwarzwald. Allgem. Forst- u. Jagdztg. **154**, 153–170.
- KENK, G.; UNFRIED, P.; EVERS, F. H.; HILDEBRAND, E. E., 1984: Düngung zur Minderung der neuartigen Waldschäden. Auswertungen eines alten Düngungsversuchs zu Fichte im Buntsandstein-Odenwald. Forstwiss. Cbl. **103**, 307–320.
- MEIWES, K.-J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P. K.; PRENZEL, J.; ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd. 7, 1–67.
- REHFUESS, K. E., 1981: Über die Wirkung der sauren Niederschläge in Waldökosystemen. Forstwiss. Cbl. **100**, 363–381.
- REHFUESS, K. E.; RODENKIRCHEN, H., 1984: Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst) in Süddeutschland. Forstwiss. Cbl. **103**, 248–262.
- SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHNABEL, P., 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- SCHWERTMANN, U., 1962: Die selektive Kationensorption der Tonfraktion einiger Böden aus Sediment. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkunde **97**, 9–25.
- STAHR, K., 1973: Die Stellung der Böden mit Fe-Bändchen-Horizont (thin-iron-pan) in der Bodengesellschaft der nördlichen Schwarzwaldberge. Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart **69**, 85–183.
- ULRICH, B., 1966: Kationenaustausch – Gleichgewichte in Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkunde **113**, 141–159.
- ULRICH, B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkunde **144**, 289–305.
- ULRICH, B.; MATZNER, E., 1983: Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Luftreinhaltung Forschungsbericht 104 02 615, 221 S.
- ZÖTTL, H. W., 1983: Zur Frage der toxischen Wirkung von Aluminium auf Pflanzen. Allgem. Forstzeitschr. **8**, 206–208.

Anschrift des Verfassers: Dr. E. E. HILDEBRAND, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Botanik und Standortskunde, Fasanengarten, D-7000 Stuttgart 31/Weilimdorf

Buchbesprechungen

MENGEL, K.: **Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. Lizenzausgabe VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 1984. 6. Aufl. 431 S., 158 Abb., 16 Tafeln, 97 Tab. Ln. 48,- DM.

Wer die erste, 1961 erschienene Auflage dieses bewährten Lehrbuches schon für seine Studien benutzt und nun die sechste Auflage zu besprechen hat, der freut sich, einem vertrauten alten Freund zu begegnen, der äußerlich unverändert geblieben (was den Einband betrifft), innerlich aber reicher geworden ist (über 100 Seiten mehr), dabei jedoch nichts von der bewährten Güte und Klarheit eingebüßt hat und sich, wie immer, voll auf der Höhe der Zeit befindet.

Professor KONRAD MENGEL, Ordinarius für Pflanzenernährung an der Universität Gießen, arbeitete den gewaltigen Wissensstoff, der sich seit dem ersten Erscheinen dieses Werkes angesammelt hat, kontinuierlich von Auflage zu Auflage weiter auf und gab ihn in verständlicher Form in seinem Lehrbuch und Standardwerk wieder. Dabei hat sich jedoch die ganzheitliche Betrachtung der Vorgänge nicht gelockert; die engen Beziehungen zwischen Ernährungsphysiologie, Mineralstoffwechsel und Biochemie werden immer wieder anschaulich dargestellt.