

ANREICHERUNG VON IMMISSIONSSTOFFEN IM BODEN

Von

KILIAN W.

Institut für Standort der Forstlichen Bundesversuchsanstalt

Wien

In forstlichen Rauchschadensgebieten Österreichs werden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt seit langem die unmittelbaren Schädwirkungen auf den Waldbestand untersucht. In einigen Fällen wurde nun auch die Anreicherung von Immissionsstoffen im Boden gemessen. Nachfolgend werden Daten aus den Immissionsgebieten zweier Magnesitwerke (St. Erhard und Veitsch, beide Steiermark) sowie einer Blei-Zink-Hütte (Arnoldstein, Kärnten) als Beispiele mitgeteilt.

Bei der Untersuchung über Immissionsbelastungen der Forstgewächse steht die Analyse auf SO_2 und andere Schadgase als wesentliche schädigende Agentien im Vordergrund. Auf den Boden wirkt SO_2 (und auch Fluor) eher sekundär durch allmähliche Versauerung und dadurch bewirkte Folgeerscheinungen wie Freisetzung löslichen Aluminiums, Nährstoffauswaschung usw.

Bei den hier behandelten Gebieten wurde auf die SO_2 -Belastung nicht eingegangen, da dort meist kalkhaltige, zumindest aber basenreichere Böden vorliegen, bei welchen eine Versauerung keine vorrangige Rolle spielt. Vielmehr sollte in den ausgewählten Beispielen die Belastung durch Magnesitstaub, bzw. Schwermetalle nachgewiesen werden.

MAGNESITSTAUB:

Die Zufuhr von Magnesitstaub führt zu einer beträchtlichen und über ziemlich weite Distanzen reichenden Beeinflussung des Bodens. Sie bewirkt eine - bei stärkerem Ausmaße vegetations-schädigende - einseitige Anreicherung mit Magnesium und Verschiebung der Bodenreaktion weit in den basischen Bereich. Die phytotoxische Wirkung des Magnesiums wird dabei weniger dessen erhöhter Konzentration an sich, sondern vielmehr dem gleichzeitig verschobenen Mg:Ca-Verhältnis (BERGMANN-NEUBERT 1976) und der antagonistischen Verdrängung des pflanzenverfügbaren Kali (SCHEFFER-WELTE 1955) zugeschrieben.

In Tab.1 sind der pH-Wert in 1/10 n KCl-Suspension sowie die mit heißer konzentrierter Salzsäure extrahierbaren Gehalte an Mg und Ca für einige typische unbelastete und staubbelastete Böden dargestellt. Der Wert für Mg entspricht nach diesem Verfahren weitgehend dem Gesamtgehalt.

Tab.1: pH-Wert und Gehalt an Ca und Mg in einigen Magnesitstaubbelasteten und nicht belasteten Böden

	Tiefe (cm)	pH	CaO%	MgO%
1. St.Erhard, Schadfläche oberhalb Drehrohrofen	0 - 0.5	9.2	5.00	22.7
	0.5 - 0.8	9.1	6.25	25.0
	0.8 - 3.0	9.0	6.25	22.7
	3 - 8	8.6	0.35	3.3
	8 - 13	8.1	0.40	2.5
	13 - 55	7.6	0.35	2.0
	55 - 85	7.3	0.20	1.5
2. Veitsch, Totalschadensfläche in unmittelbarem Werksbereich	0 - 2	9.0	3.80	9.5
	2 - 10	9.3	4.35	26.0
	10 - 20	8.9	2.50	22.0
	20 - 50	7.9	0.55	1.8
3. Pt. 68: St.Erhard, 1 km westlich Magnesitwerk	0 - 3	7.5	0.75	3.90
	3 - 8	7.5	0.20	2.00
	8 - 18	4.1	0.05	1.26
	18 - 40	3.9	0.18	1.53
4. Pt. 31: Erhardstraße, 2.5 km östlich Magnesitwerk	0 - 2	5.5	0.12	3.39
	2 - 10	4.1	0.08	3.30
	20 - 30	3.6	0.20	0.65
5. extreme Dolomitrendsina bei Bad Vöslau (NÖ)	0 - 10	7.6	21.1	12.7
	10 - 25	7.9	27.8	17.8
6. Kalkbraunerde, Arnoldstein	0 - 7	3.3	0.27	0.23
	7 - 11	3.9	0.20	0.70
	11 - 22	4.5	0.20	0.90
	22 - 55	4.4	0.35	1.20
	55 - 90	7.4	8.16	4.15
7. Braunerde auf Biotit-Gneis, Helfenberg (NÖ)	0 - 4	3.5	0.20	0.12
	4 - 6	3.4	0.20	0.22
	6 - 7	3.4	0.10	0.41
	7 - 14	3.6	0.08	0.87
	14 - 35	4.2	0.15	1.15
	35 - 55	4.5	0.25	1.60

Auf den in unmittelbarer Werksnähe gelegenen, nahezu vegetationslosen Totalschadensflächen treten im Boden extreme Mg-Gehalte und pH-Werte auf (Profile 1 u. 2 in Tab. 1; Abb. 1 u. 2). Stellenweise liegen dem Boden verhärtete Staubkrusten mit einem MgO-Gehalt bis zu 54% auf, wovon rein rechnerisch zumindest ein Teil in nicht karbonatischer, wahrscheinlich oxidischer Form vorliegen muß. Die übrige Boden-Oberfläche bildet eine kohlige, von Mg-gesättigten Humusstoffen rußartig schwarz gefärbte Schicht mit pH-Werten um 9.3 und MgO-Gehalten um 25%. Diese extremen Eigenschaften verhindern fast jede Form von Pflanzenwuchs.

Im Bereich beider Immissionsgebiete stehen kalkhaltige und dolomitische Gesteine sowie Amphibolit an, welche einen erhöhten natürlichen Mg-Gehalt des Bodens bedingen. Höherer Mg-Gehalt allein kann daher - abgesehen von Extremwerten - nicht unmittelbar mit einer Staubbelastung in Verbindung gebracht werden; wohl aber ist aus der Kombination mehrerer Merkmale eine Beurteilung möglich: Einerseits sind selbst in extremen Dolomitböden Mg-Gesamtgehalt und pH-Wert nach oben etwa auf Werte wie in Profil 5 (Tab.1) begrenzt. Der Ca-Gehalt liegt in solchen Mg-reichen Karbonatböden aber stets noch höher.

In karbonatfreien und dementsprechend Ca-ärmeren Böden wiederum kann zwar das Verhältnis Mg:Ca zum Mg hin verschoben sein, doch liegt dort der pH-Wert im sauren Bereich und ist die Gesamt-Konzentration an MgO entsprechend niedriger. Nahezu in allen ungestört entwickelten Böden nehmen überdies Mg-Konzentrationen und pH-Wert zum Unterboden hin zu (Profile 6 u. 7; Tab. 1, Abb. 3).

In staubbelasteten Böden hingegen ist meist gleichzeitig der Mg-Gehalt erhöht, das Mg:Ca-Verhältnis weit zum Mg hin verschoben, der pH-Wert bis in den alkalischen Bereich angehoben und überdies der Verlauf der pH- und Mg-Kurve im Bodenprofil mit Maximalwerten an der Oberfläche umgekehrt wie in natürlichen, magnesiumreichen Böden (Profil 3, Abb. 4).

Im Bereich Breitenau, wo eine größere Zahl von Beobachtungspunkten analysiert wurde, ist nach diesen Kriterien entlang der Talmulde eine relativ weit reichende Magnesit-Staubbelastung erkennbar. Die Reliefgestaltung hat dabei gemeinsam mit den lokalklimatischen Gegebenheiten auf die Ausbreitung einen deutlichen Einfluß.

Profil 3 (Abb. 4) liegt über 1 km vom Werk entfernt und selbst Profil 4 in 2.5 km zeigt noch Anzeichen eines Staubeintrages.

Bei beiden Magnesitwerken wurde die Emission seit einigen Jahren stark reduziert. Dies scheint sich in der Umgebung bereits durch Zerfallen der Staubkruste, Wiedervordringen der Vegetation sowie im Bodenprofil durch abnehmende Konzentration in der obersten Humusaufgabe (Profil 2, Tab. 1; Abb. 2) als Wirkung abzuzeichnen. Auch Wiederholungsanalysen an einigen Meßstellen nach 5-jährigem Abstand lassen eine Abnahme der pH-Werte erkennen (Profil 1a, Abb. 5 vgl. mit Abb. 1).

SCHWERMETALLE:

Im Immissionsbereich der Blei-Zink-Hütte der Bleiberger Bergwerks-Union bei Arnoldstein wurde im Rahmen einer komplexen Be-

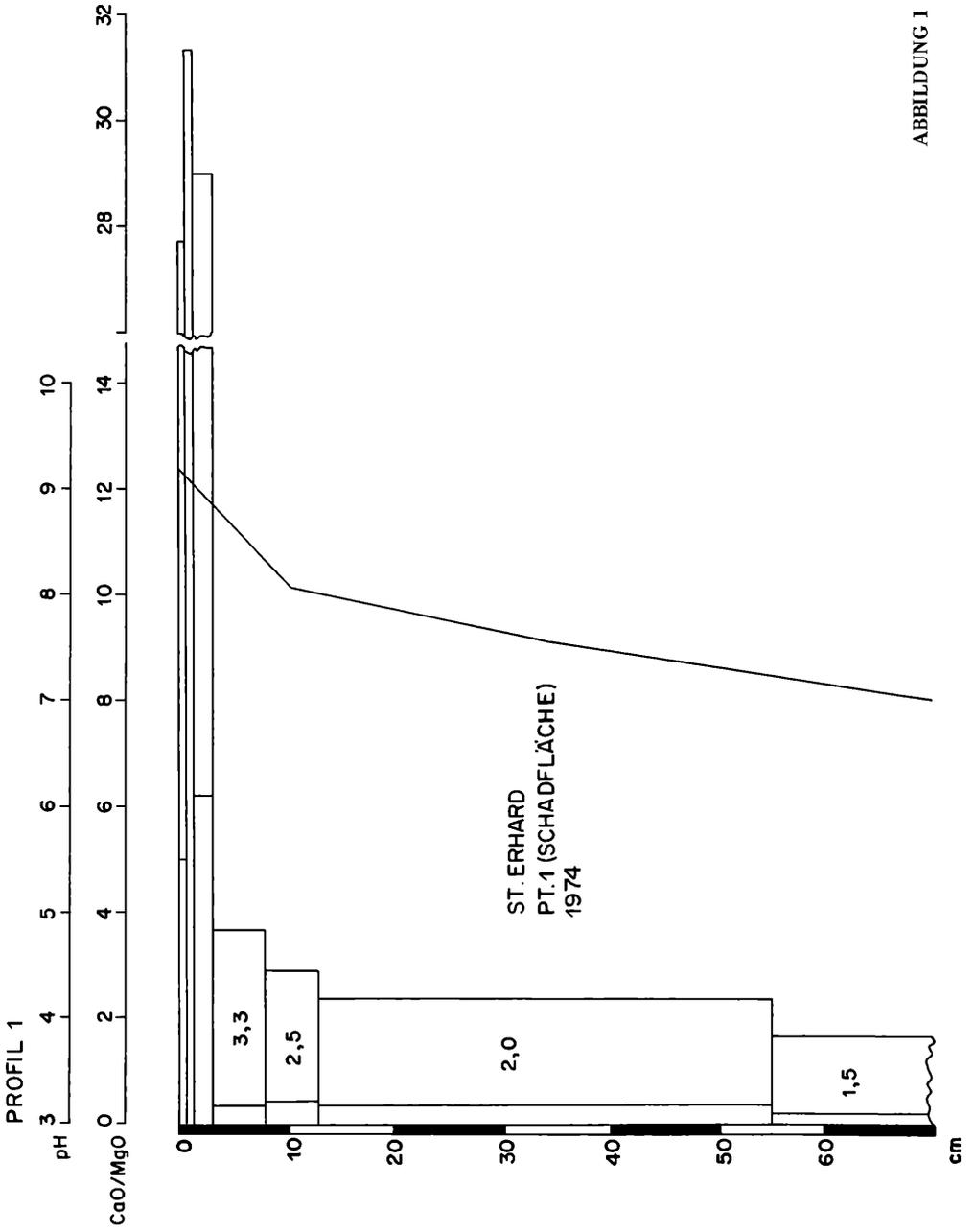


ABBILDUNG 1

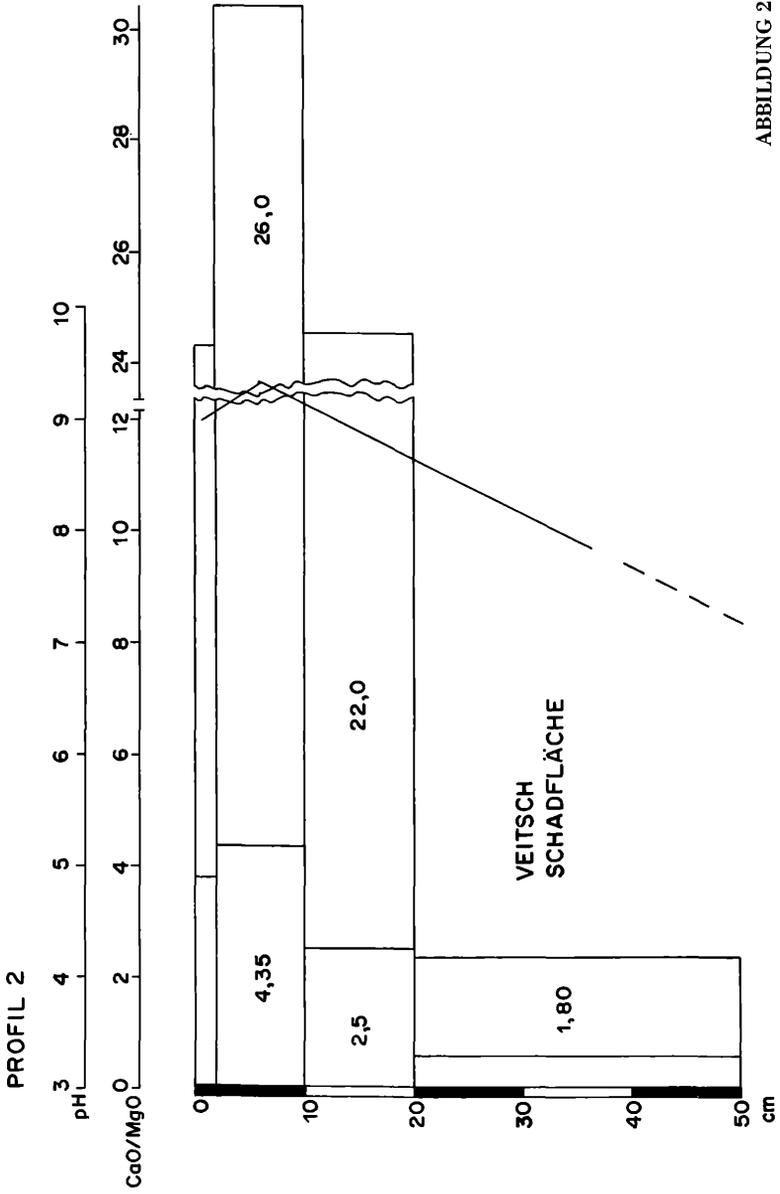
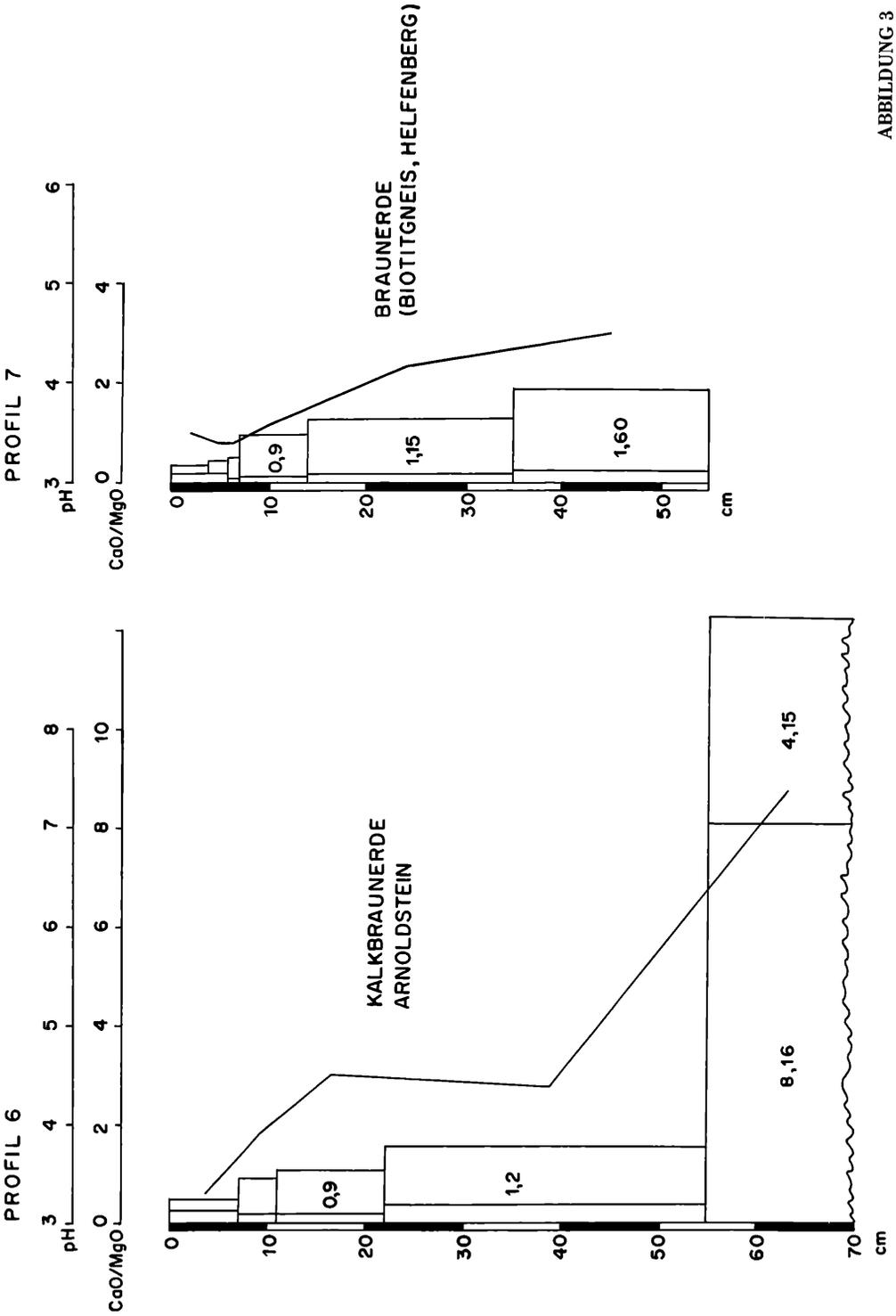


ABBILDUNG 2



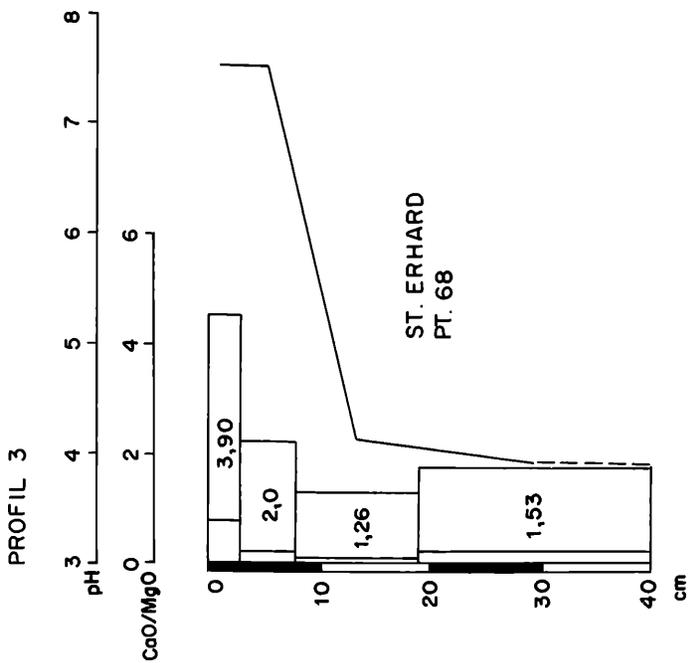
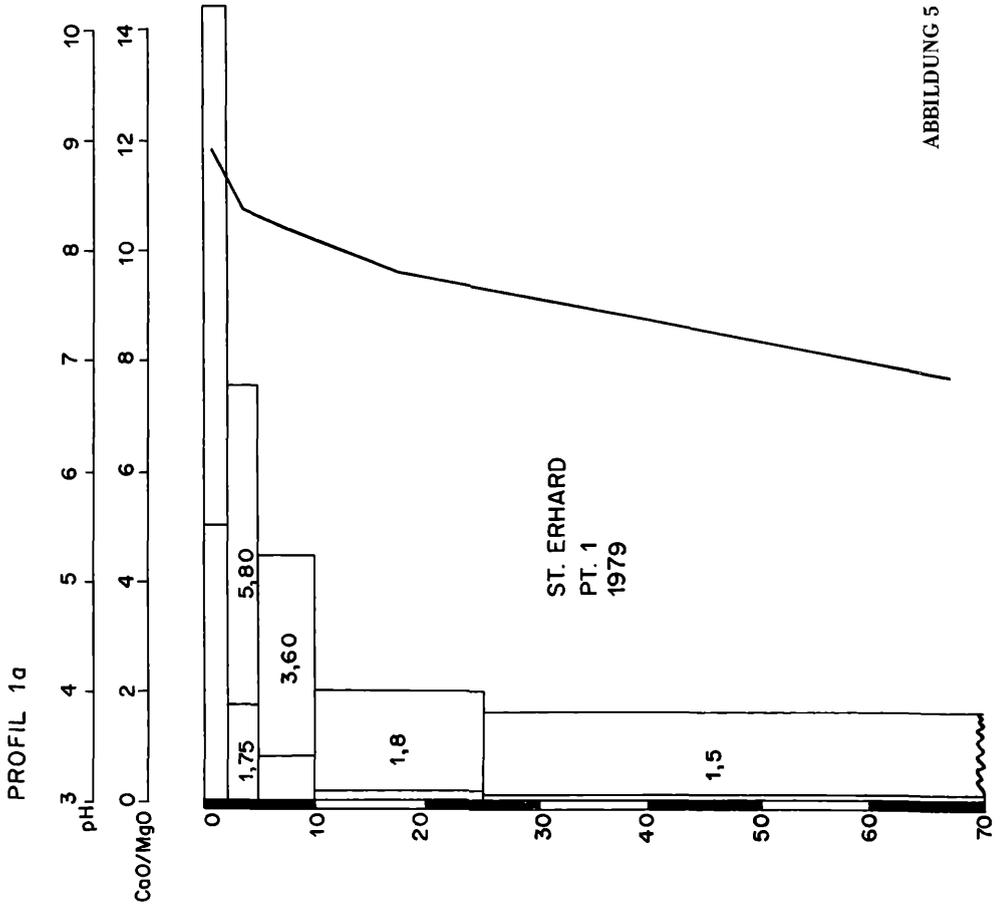


ABBILDUNG 4



standesaufnahme an 55 Meßpunkten der Oberboden, bei einigen davon auch der gesamte Boden auf die Schwermetalle Blei, Zink, Kupfer und Cadmium analysiert. Zunächst wurden die Werte aus dem für Nährstoffuntersuchung von Waldböden üblichen Auszug mit heißer konzentrierter Salzsäure ermittelt und mit denen anderer Extraktionsverfahren (0.05 m EDTA, konz HNO₃), bei einigen Testproben auch mit dem "Gesamtgehalt" aus dem Perchlorsäure-Aufschluß verglichen. Es ergaben sich beträchtliche, z.T. bodenspezifische Unterschiede. Die meist stark humosen und sauren Waldbodenproben verhielten sich dabei etwas anders als die im gleichen Gebiet von H. MÜLLER (1981) untersuchten Acker- und Grünlandböden.

Blei wurde mit EDTA nahezu vollständig extrahiert, auch für Cadmium erwies sich der EDTA-Auszug als sicherste Bestimmung, für Zink und Kupfer hingegen schienen die HCl-Werte besser vergleichbar, obwohl damit nur ein Teil des Gesamt-Gehaltes erfaßt wurde. Da hier zudem reiches Vergleichsmaterial aus der Routine-Bodenuntersuchung vorlag, wurden sie bevorzugt.

In den obersten Humusaufgaben erreichen die Schwermetall-Gehalte im werksnahen Bereich unerwartet hohe Werte: Bis über 10.000 ppm Blei (EDTA) und immerhin über 2.000 ppm Zink (HCl) (im Unterboden sogar 3.100 ppm). Die Werte für Kupfer und Cadmium sind entsprechend niedriger, liegen aber insbesondere bei Cadmium ebenfalls um Größenordnungen über dem Normalwert. Als Höchstwerte wurden 18.5 ppm Cadmium (EDTA) und 360 ppm Kupfer (HCl) gemessen.

Die Spiegelwerte unbelasteter Böden schwanken je nach Substrat in sehr weiten Grenzen; auch die Literaturangaben hierüber sind sehr uneinheitlich (Literatur siehe z.B. bei GRESZTA 1979, KILLIAN 1981). Als Obergrenze können etwa 100 ppm Blei und 0.5 - 1.0 ppm Cd (EDTA-Auszug) sowie nach den Erfahrungen der FBVA 120 ppm Zink und 80 ppm Kupfer (HCl-Auszug) gelten. Im Auflagehumus werden dabei häufig Anreicherungen beobachtet, wozu die Akkumulation durch Pilze beitragen mag.

In Versuchen mit Industriestäuben wiesen GRESZTA et al. (1979) die toxische Wirkung von Schwermetallanreicherungen im Boden auf junge Forstpflanzen nach. Umgerechnet und zusammengefaßt waren nach deren Ergebnissen die in Tabelle 2 angegebenen Gehalte deutlich schädigend.

Abgesehen von ganz wenigen Meßpunkten sind die Konzentrationsstufen für alle gemessenen Schwermetalle konzentrisch um das Werk zониert. Während hangaufwärts die Werte rasch absinken, reicht die Belastung entlang des Talbodens, besonders nach Osten, bis in beträchtliche Entfernung. Die Geländegestaltung hat dabei einen modifizierenden Einfluß: Werksseitige Prallhänge schirmen die dahinter gelegene Niederung etwas ab, Tief-lagen in unmittelbarer Schlotnähe werden "übersprungen".

Die Ausbreitung der Kupfer-Anreicherung ist räumlich am engsten begrenzt. Bei Cadmium und Zink werden wenigsten in den randlich gelegenen Kontrollpunkten Werte im Normalbereich oder sogar sehr niedrige Werte erreicht. Die Bleikonzentrationen hingegen sind bei allen Meßpunkten zumindest etwas erhöht. Noch in 5 km Distanz werden Blei-Werte über 1.000 ppm, in 16 km über 500 ppm erreicht. Die klare Abgrenzung eines Immissionsgebietes war hier

Tab.2: Toxische Wirkung von Schwermetallanreicherungen im Boden auf junge Forstpflanzen (umgerechnet aus GRESZTA et al. 1979)

Zn	Pb	Cd	Cu	(ppm)
1000 + 3000	250 + 2000	-	-	Zuwachsverluste bei Fichte, Pflanzenausfälle bei Fichte, Kiefer, Tanne
550 + 150	150 + 45	-	-	Ausfälle und Zuwachsverluste bei Fichte, Kiefer, Tanne, starke Schäden an Buche
900 + 200	250 + 150	-	-	Verminderung der Gesamtblattfläche bei Buche
		-	+ 1600	

Tab.3: Schwermetallgehalte in zwei Böden des Immissionsgebietes Arnoldstein

Horizont	von (cm Tiefe)	bis	pH	Cu	Zn (ppm)	Pb	Cd
Meßpunkt 43							
O _{1+f}	7	3	3,3	360	2055	9780	17,0
O _{f+h}	3	0	3,3	330	1500	10500	12,5
A ₁	0	4	3,9	230	1210	3750	12,0
AB	4	15	4,5	38	423	340	2,5
B ₁	15	50	4,4	38	165	20	0,2
B ₂	50	90	7,4	33	125	20	0,2
Meßpunkt 57							
O _f	11	5	2,8	75	350	820	3,5
O _h	5	0	2,7	32	225	900	3,5
A _{1h}	0	2	3,1	30	95	160	0,5
A ₂	2	20	3,5	38	95	30	1,0
B ₁	20	40	3,2	54	160	20	0,2

also nicht möglich. Vielleicht muß im beobachteten Raum die Überschneidung mit anderen Blei-Quellen angenommen werden.

Die vertikale Ausbreitung der Schwermetalle im Boden ist gering. Die höchste Konzentration im Profil liegt (wie aber auch bei unbelasteten Böden!) in der obersten Humusauflage. Je nach dem Absolutgehalt ist eine Anreicherung mit Blei und Cadmium bis etwa 5 cm, maximal bis 15 cm in den Mineralboden hinein nachweisbar (Tab.3, Meßpunkt 43). Blei scheint am wenigsten beweglich, es gilt auch als schwer oder gar nicht pflanzenaufnehmbar. Zink und Kupfer neigen zwar ebenfalls zu starker Bindung an die organische Humussubstanz, sind aber leichter beweglich und ebenso wie Cadmium leichter pflanzenaufnehmbar. Bei Kupfer und Zink ist oft eine Koppelung des Profilverlaufes an jenen des Fe- und Mg-Gehaltes, in manchen podsoligen Böden somit eine Verlagerung in den Illuvial-Horizont erkennbar (Tab.3, Meßpunkt 57).

Extrem belastete Böden in unmittelbarer Werksnähe lassen innerhalb der obersten Humusauflage eine Abnahme der Konzentrationen erkennen, welche vielleicht bereits eine Folge der auch hier seit einigen Jahren stark reduzierten Emission sein könnte.

ZUSAMMENFASSUNG:

In einigen forstlichen Rauch- und Staubschadensgebieten Österreichs wurde die Belastung der Waldböden untersucht.

In zwei Immissionsgebieten von Magnesitwerken in St.Erhard und in Veitsch (Steiermark) steht z.T. dolomitisches Gestein an, sodaß dort ein erhöhter Magnesium-Gehalt im Boden allein nicht unmittelbar mit einer Staubbimmission in Beziehung gebracht werden kann. Wohl aber lassen das von natürlichen Böden abweichende Mg:Ca-Verhältnis sowie der umgekehrte Verlauf der pH- und Mg-Konzentrationskurve im Bodenprofil eine Magnesitstaub-Belastung bis in größere Entfernungen erkennen. In den in unmittelbarer Werksnähe gelegenen Totalschadensflächen werden extrem hohe Magnesiumkonzentrationen und pH-Werte bis 9.3 erreicht.

Im Nahbereich einer Pb-Zn-Hütte bei Arnoldstein (Kärnten) wurden in der Humusauflage von Waldböden Gehalte bis zu 10.500 ppm Blei und 3.570 ppm Zink nachgewiesen. Mit horizontaler Entfernung vom Werk entlang des Talbodens nimmt die Konzentration allmählich, hangaufwärts an den Talflanken sehr rasch ab. Die Ausbreitung von Blei ist am größten; noch in 16 km Entfernung reichen die Spiegelwerte im Auflagehumus bis 500 ppm.

Auch die Gehalte an Cadmium und Kupfer im Boden sind merklich angehoben, die Zonen der Ausbreitung jedoch räumlich enger umgrenzt.

Die vertikale Ausbreitung der Schwermetalle im Bodenprofil ist - von Ausnahmen abgesehen - gering.

Stichworte: Magnesitstaub, Schwermetalle, Industrieimmission in Waldböden.

LITERATUR:

- BERGMANN, W., und NEUBERT, P., 1976: Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Fischer, Jena, 711 S.
- GRESZTA, J., et al. 1979: The Effect of Dusts Emitted by Non-ferrous Metal Smelters on the Soil, Microflora and Selected Tree Species. Ekologia Polska 27, 3, S 397-426.
- KILIAN, W., 1981: Waldstandorte und Böden sowie deren Schwermetallbelastung im Immissionsgebiet Arnoldstein; Carinthia II, Sonderband - im Druck.
- MÜLLER, H.W., 1981: Bodenkundliche Untersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsflächen im Rauchschadensgebiet Arnoldstein (Kärnten); Carinthia II, Sonderband - im Druck.
- SCHEFFER, F.S., WELTE, E., 1955: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde, II., Pflanzenernährung; Enke, Stuttgart