

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber: Schweizerischer Forstverein
Band: 138 (1987)
Heft: 11

Artikel: Veränderungen der Bodeneigenschaften im Stammfussbereich von Waldbäumen
Autor: Papritz, Andreas
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-766073>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 19.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Veränderungen der Bodeneigenschaften im Stammfussbereich von Waldbäumen

Von *Andreas Papritz*

Oxf.: 114.2:116.11

(Aus dem Institut für Wald- und Holzforschung der ETH Zürich,
Fachbereich Bodenphysik, CH-8092 Zürich)

1. Einleitung

Der Eintrag von Schadstoffen aus der Atmosphäre in den Boden kann unter Bäumen in besonders konzentrierter Form durch das Stammabflusswasser erfolgen, insbesondere wenn sich diese Stoffe über längere Perioden auf den Oberflächen von Rinde und Blättern bzw. Nadeln anreichern konnten, bevor sie durch ein intensiveres Niederschlagsereignis abgewaschen werden. Im Rahmen der Diskussion über die möglichen Kausalketten, die das gegenwärtig beobachtete «Waldsterben» bedingen, haben daher verschiedene jüngere Untersuchungen Interesse gefunden, in denen stammnah andere Bodeneigenschaften, zum Beispiel höherer Säuregrad, als stammfern gefunden wurden (*Haugbotn*, 1976; *Koenies*, 1982; *Glatzel et al.*, 1983; *Skeffington*, 1983; *Glavac et al.*, 1985 und *Jochheim*, 1985). Derartige Unterschiede sind aber schon seit Ende der sechziger Jahre bekannt, und es fragt sich, inwieweit sie tatsächlich mit dem Eintrag von Schadstoffen aus der Luft zusammenhängen und inwieweit sie auf natürliche Stoffflüsse im System Boden-Vegetation-Atmosphäre zurückzuführen sind.

Hierzu wird im folgenden eine kurze Literaturübersicht gegeben.

2. Bodenchemische Veränderungen

2.1 Bodenversauerung

Im Stammfussbereich von Waldbäumen weist der Boden eine grössere freie Azidität, das heisst eine grössere Konzentration von Protonen (H^+) in der Bodenlösung als in stammfernerem Bereich auf. Bei den untersuchten Baumarten sind nur in den Stammfusszonen der Amerikanischen Weisseiche (*Quercus*

alba) und der Ferkelnuss (*Carya tomentosa*) deutlich höhere pH-Werte als stammfern gefunden worden (Tabelle 1).

In Abbildung 1 ist das Ausmass der verstärkten stammnahen Versauerung bei der Rotbuche (*Fagus silvatica*) in Beziehung zum stammferneren Versauerungsgrad aufgetragen. Die dargestellten Daten stammen aus den Untersuchungen von Koenies, 1982; Glavac *et al.*, 1985a; Glavac *et al.*, 1985b und Jochheim, 1985). Die Abbildung zeigt, dass die grössten Differenzen zwischen stammnahen und stammfernen pH-Werten nur bei geringem bis mässigem Säuregrad des stammfernen Bodens auftreten. Bei zunehmender Versauerung sind die Unterschiede zwischen den beiden Zonen geringer. Bei starker Versauerung weisen die stammnahen Bodenzonen gelegentlich sogar eine geringere freie Azidität als die stammfernen auf. Im Vergleich zur Umgebung stärkere Versauerung wurde in den Baumfusszonen von Rotbuchen auch von Glavac *et al.* (1970), Glatzel *et al.* (1983), Kazda und Glatzel (1984) und Meyer (1986) beobachtet.

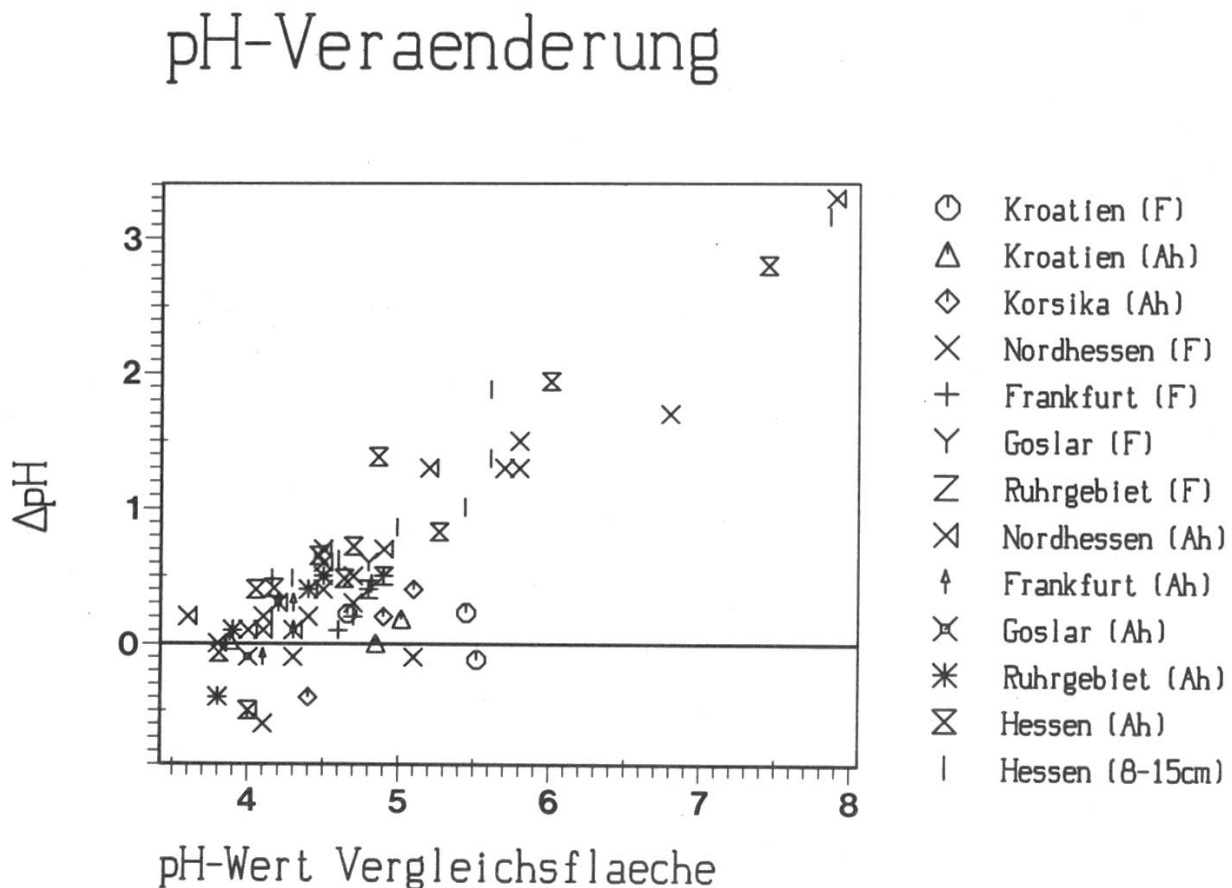


Abbildung 1. Verstärkte Bodenversauerung in Baumfusszonen von Rotbuchen (*Fagus silvatica*) in der Bundesrepublik Deutschland, auf Korsika und in SW-Kroatien. Dargestellt sind die Differenzen der pH-Werte (H_2O) der Vergleichsfläche (Zone zwischen den Bäumen) und der stammnahen Bodenzone in Abhängigkeit des pH-Wertes der Vergleichsfläche. (Daten aus Nordhessen, Frankfurt, Goslar und Ruhrgebiet nach Koenies (1982), aus Hessen nach Jochheim (1985), aus Kroatien und Korsika nach Glavac *et al.* (1985a, 1985b). Horizontbezeichnung: F: Moder, Ah: Mull.

Tabelle 1. Differenz der pH-Werte zwischen Baumfusszone und Referenzfläche Ref (Kr: Kronenrand, oF: offene Fläche, Entfernung vom Stamm) und Anreicherungsfaktoren einiger Elemente in der Stammfusszone. Daten nach 1: Zinke (1962), 2: Zinke und Crocker (1962), 3: Mina (1967), 4: Bollen et al. (1968), 5: Gersper und Holowaychuk (1970b), 6: vorige (1971), 7: Patterson (1975), 8: Glatzel und Puxbaum (1983), 9: Glatzel und Kazda (1984), 10: Skeffington (1983), 11: Crozier und Boerner (1984) und 12: Ryan und McGarity (1983).

Baumart	Ref	Tiefe	ΔpH	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	C	N	Autor
<i>Pinus</i> (?)	1m	A0	1,5								3
	1m	A1	1,0								3
	.8m	A1A2	0,7								3
	.8m	A0	0,6								3
	.8m	A1A2	0,4								3
<i>Pinus silv.</i>	Kr	0–30	0,2								10
<i>Pinus echin.</i>	Kr	0–10	0,9	0,7	0,7			0,3			7
<i>Pinus cont.</i>	Kr	0–6	0,9							2,4	1
<i>Pinus pond.</i>	Kr	0–6	2,1							0,4	1
	Kr	0–6	0,8							1,0	1
<i>Picea</i> (?)	1m	A0	–0,9								3
	1m	A0	–0,6								3
	1m	A1A2	–0,4								3
	.8m	A0	0,6								3
	.8m	A1	–0,1								3
<i>Pseudotsuga m.</i>	Kr	0–6	0,0								1
<i>Libocedrus de.</i>	Kr	0–6	0,6								1
<i>Sequoia gig.</i>	12m	0–8	–0,1	0,7	0,8				0,5	0,4	2
	12m	0–8	–0,2	1,9	1,2				1,6	0,9	2
<i>Alnus rubra</i>	2m	F	0,1						0,9		4
	2m	All	0,0						0,9		4
<i>Betula</i> (?)	1m	A0	1,3								3
	1m	A1	0,7								3
	1m	A1A2	0,5								3
	.8m	A0	–1,1								3
	.8m	A1	–0,7								3
<i>Betula lenta</i>	2m	?		1,1	1,0						11
<i>Betula pend.</i>	Kr	0–30	0,2								10
<i>Quercus</i> (?)	1m	A0	0,6								3
	1m	A1	–0,1								3
<i>Quercus robur</i>	Kr	0–30	0,1								10
<i>Quercus rubra</i>	oF	0–7	0,7	1,2	1,2				2,3		6
	oF	7–15	0,3	1,8	1,7				4,8		6
<i>Quercus alba</i>	Kr	0–10	–1,6	7,7	0,8			3,5			7
	Kr	0–10	–1,1	9,4	0,8			1,7			7
	2m	?		3,7	1,3						11
	oF	0–7	–0,1	2,9	0,8				1,7		6
	oF	7–15	0,1	2,0	0,5				1,8		6
<i>Fagus silvat.</i>	oF	15–22	–0,1	2,2	0,5				2,7		6
	oF	22–30	–0,3	1,3	0,5				2,5		6
	3m	0–3	0,6	0,3							8
	3m	10–13	0,7	0,2							8
	3m	20–23	0,6	0,1							8
<i>Fagus silvat.</i>	3m	30–33	0,5	0,1							8
	3m	0–3	0,4								9
	3m	10–13	0,0								9
	3m	20–23	0,4								9
	3m	30–33	0,5								9

Baumart	Ref	Tiefe	ΔpH	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	C	N	Autor
<i>Fagus gran.</i>	2m	A1	1,5	0,8	0,6		1,5		3,5	2,8	5
	2m	A2	1,2	0,3	0,4		1,5		1,8	2,1	5
	2m	A22	0,5	0,3	0,6		1,3		1,2	1,3	5
	2m	B1	0,6	0,3	0,4		0,9		1,3	1,3	5
<i>Fagus gran.</i>	Kr	0–10	0,1	0,5	0,7			0,5			7
	Kr	0–10	0,4	0,4	0,2			0,7			7
	oF	0–7	1,5	0,2	0,3				1,1		6
	oF	7–15	0,8	0,3	0,5				1,7		6
	oF	15–22	0,7	0,3	0,3				1,6		6
	oF	22–30	0,4	0,4	0,3				2,0		6
	oF	0–7	0,6	1,0	1,3				1,2		6
	oF	7–15	0,1	1,5	1,5				2,6		6
	oF	15–22	0,0	1,0	1,0				3,0		6
	oF	22–30	–0,2	0,7	1,0				4,3		6
	oF	0–7	0,5	1,1	1,5				4,5		6
	oF	7–15	1,0	0,5	0,8				7,1		6
	oF	15–22	1,1	0,3	0,6				7,0		6
	oF	22–30	0,9	0,1	0,1				4,8		6
<i>Eucalyptus gr.</i>	Kr	A	0,2			1,8			1,4		12
	Kr	B	0,5			1,3			2,5		12
<i>Tilia (?)</i>	1m	A0	0,9								3
	1m	A1	0,7								3
<i>Liriodendron</i>	Kr	0–10	0,9	0,5	0,8			0,6			7
	Kr	0–10	0,9	0,7	0,6			0,5			7
<i>Acer rubrum</i>	2m	?		1,6	1,2						11
<i>Acer saccharum</i>	oF	0–7	0,7	1,6	1,2				3,1		6
	oF	7–15	1,0	1,0	1,0				4,9		6
	oF	15–22	0,8	0,6	0,5				5,4		6
	oF	22–30	0,5	0,4	0,2				4,8		6
<i>Carya glabra</i>	oF	0–7	0,5	1,1	0,8				1,5		6
	oF	7–15	0,1	1,3	0,5				1,4		6
	oF	15–22	–0,1	1,8	0,5				1,7		6
	oF	22–30	0,2	1,0	0,5						6
<i>Carya toment.</i>	Kr	0–10	–0,6	3,7	1,6			1,3			7
	Kr	0–10	–0,6	2,1	1,2			1,2			7

Analoge Unterschiede wurden bei Rotbuchen (Jochheim, 1985), Waldföhren und Birken (Mina, 1967) sowie Amerikanischer Buchen (Gersper und Holo-waychuk, 1970b) auch in bezug auf die austauschbare Azidität festgestellt. Als austauschbare Azidität bezeichnet man die an die Ionentauscher eines Bodens adsorbierten Protonen (H^+).

2.2 Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte

2.2.1 Gehalte an austauschbarem Calcium (Ca) und Magnesium (Mg)

Entsprechend der für viele Baumarten festgestellten verstärkten stamm-nahen Versauerung sind die Calciumgehalte in diesem Bereich häufig wesentlich

geringer als stammfern, insbesondere bei Rotbuchen (*Abbildung 2*). Glatzel *et al.* (1983) und Neite und Wittig (1985) geben für die Baumfussbereiche von Rotbuchen Anreicherungsfaktoren zwischen 0,1 und 0,3 an. Jochheim (1985) sowie Glavac und Koenies (1986) fanden auf Böden mit ausreichender Ca-Versorgung (Rendzinen, basenreiche Braunerden) Verarmungsfaktoren gleicher Grössenordnung. Dagegen wiesen stark versauerte podsolige Braunerden mit niedrigen Ca-Gehalten keine deutliche Ca-Verarmung in der Baumfusszone auf; gelegentlich war stammnahe sogar Ca-Akkumulation festzustellen (*Abbildung 2*).

Ca-Mg-Verarmung

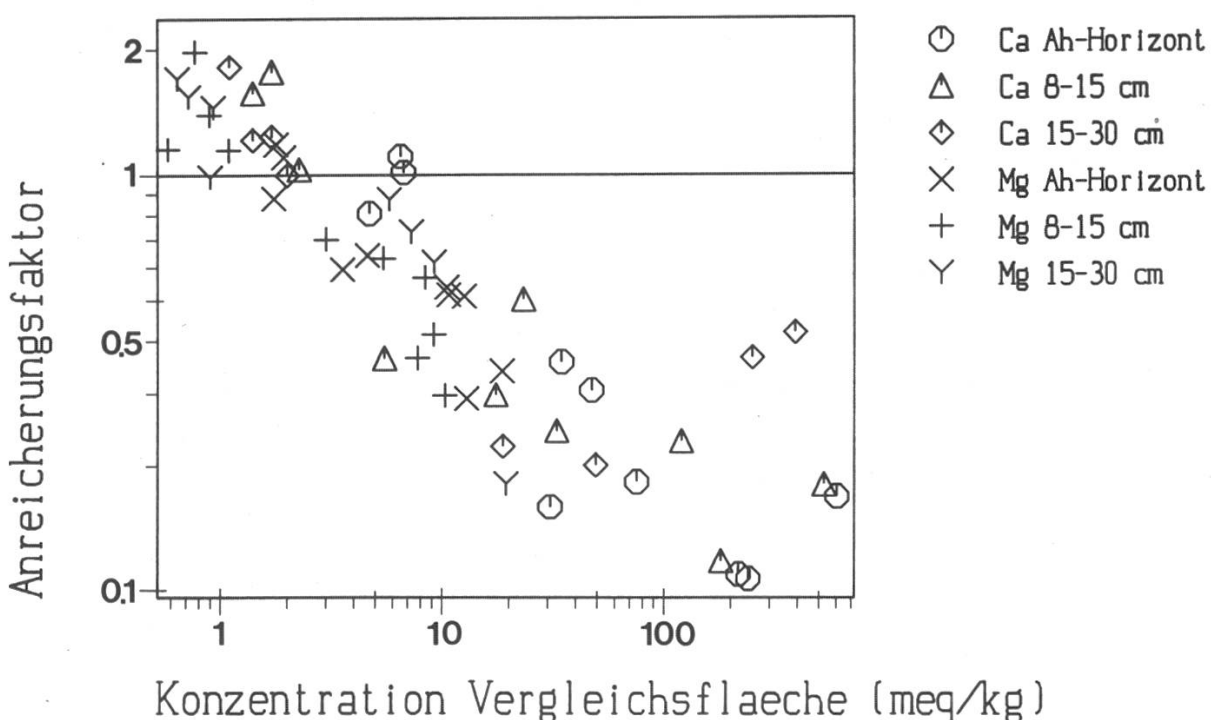


Abbildung 2. Calcium(Ca)- und Magnesium(Mg)-Verarmung in Baumfusszonen von Rotbuchen (*Fagus silvatica*) in Hessen (D.). Dargestellt sind die Anreicherungsfaktoren der Baumfusszone in Abhängigkeit der Gehalte an austauschbarem Ca beziehungsweise Mg (BaCl₂-Extrakt) auf der Vergleichsfläche zwischen den Bäumen. Daten nach Jochheim (1985).

Gersper und Holowaychuk (1970b, 1971), Patterson (1975) und Crozier und Boerner (1984) fanden auch im Stammfussbereich Amerikanischer Buchen geringere Ca-Gehalte als stammfern. Skeffington (1983) fand stammnahe Ca-Akkumulation trotz stärkerer Versauerung dieser Zone unter Waldkiefer (*Pinus silvestris*) und Stieleiche (*Quercus robur*) (*Tabelle 1*). Auch bei Filziger Hickory und Amerikanischer Weisseiche war Ca — bei geringerer Versauerung — in diesem Bodenbereich angereichert (*Tabelle 1*).

Die Magnesiumgehalte in der Stammfusszone zeigen im allgemeinen eine ähnliche Verteilung wie die Ca-Gehalte. Generell ist eine stärkere Versauerung mit niedrigeren Mg-Gehalten verbunden (*Tabelle 1*). Wie bei Ca stellten Jochheim (1985) sowie Glavac und Koenies (1986) in der Stammfusszone von Rotbuchen bei geringen Mg-Gehalten des Standorts stammnahe Mg-Akkumulation fest (*Abbildung 2*).

2.2.2 Gehalte an austauschbarem Kalium (K)

Die Gehalte an austauschbarem Kalium sind in der Stammfusszone aller Baumarten gleich oder deutlich höher als im Zwischenstammbereich (*Abbildung 3*). Die stammnahe K-Akkumulation unter Rotbuchen scheint um so deutlicher ausgeprägt, je geringer die K-Gehalte eines Standorts sind (*Abbildung 4*). Einzig Gersper und Holowaychuk (1970b) fanden im B-Horizont der Stammfusszone der Amerikanischen Buche geringere Kaliumkonzentrationen als in 2 m Entfernung vom Stamm.

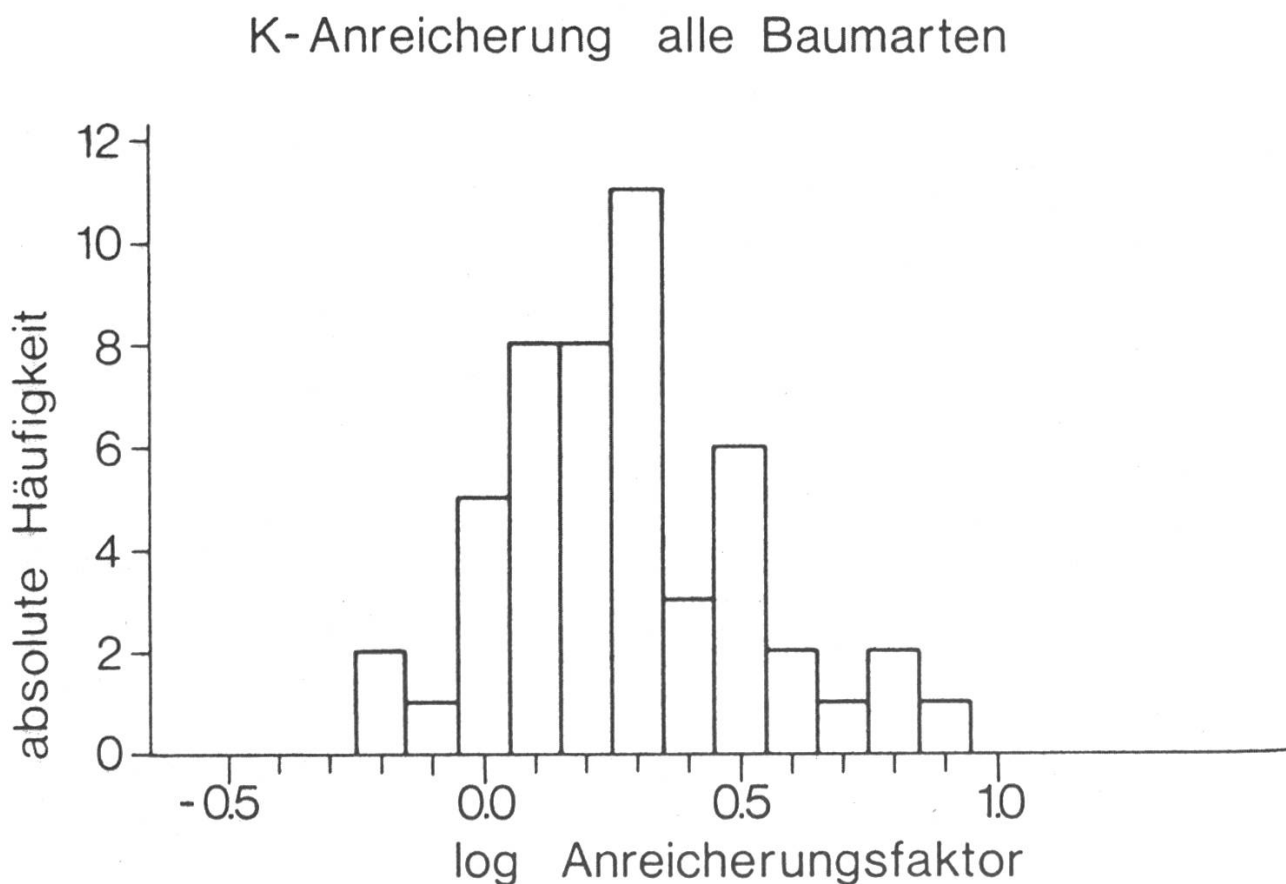


Abbildung 3. Kalium(K)-Anreicherung in Baumfusszonen von Waldbäumen. Absolute Häufigkeit der Anreicherungs faktoren der Baumfusszone, die sich für diverse Baumarten aus den Daten von Zinke und Crocker (1962), Gersper und Holowaychuk (1970b, 1971), Patterson (1975), Ryan und McGarity (1983), Crozier und Boerner (1984) und Jochheim (1985) berechnen lassen.

K-Anreicherung

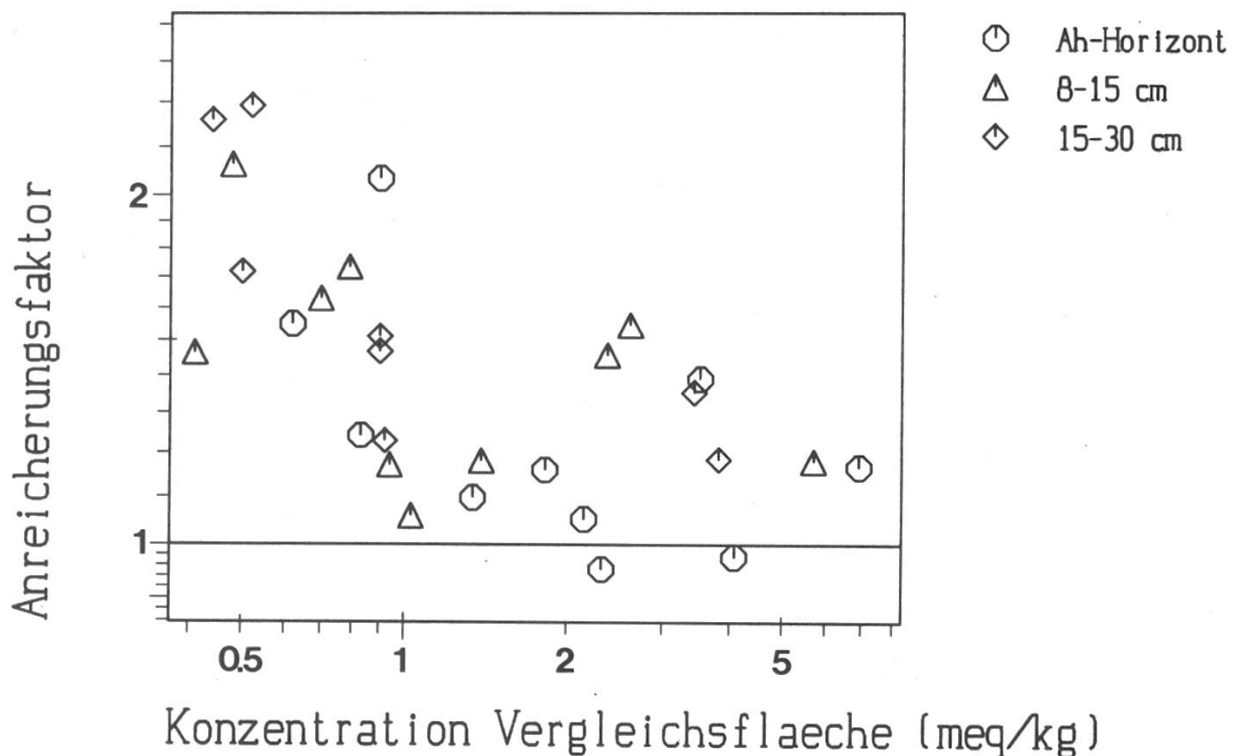


Abbildung 4. Kalium(K)-Anreicherung in Baumfusszonen von Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) in Hessen (D). Dargestellt sind die K-Anreicherungsfaktoren der Baumfusszone in Abhängigkeit der Gehalte an austauschbarem K (BaCl_2 -Extrakt) auf der Vergleichsfläche zwischen den Bäumen. Daten nach Jochheim (1985).

2.3 Eisen-, Mangan- und Aluminiumgehalte

2.3.1 Aluminium (Al)

Mina (1967) wies für Kiefer und Birke stammnah bis zu einer Tiefe von 1 m beziehungsweise 60 cm erhöhte Gehalte an oxalat-extrahierbarem Aluminium nach. Skeffington (1983) dagegen fand, dass bei der Waldkiefer die wasserlöslichen Al-Gehalte in den obersten 30 cm des Bodens mit zunehmendem Abstand vom Stamm zunahmen. Glatzel *et al.* (1983) zeigten, dass Al im AED (Ammoniumazetat-Essigsäure-DTPA)-Auszug im Oberboden in der Stammfusszone verarmt war. Die maximale Konzentration wurde in 1 m Abstand vom Baum gefunden. Im Unterboden dagegen wurden die höchsten Al-Gehalte in unmittelbarer Stammnähe gemessen (Anreicherungsfaktoren 4-6). Neite und Wittig (1985) stellten eine Verarmung an NH_4Cl -extrahierbarem Al in unmittelbarer Stammnähe und maximale Konzentration im Abstand von 60 cm fest. Jochheim (1985) beobachtete auf schwach sauren Böden eine Anreicherung von Al im

Stammfussbereich, auf stark versauerten Böden hingegen eine stammnahe Al-Verarmung (Abbildung 5). Erhöhte Gehalte an austauschbarem Aluminium im Stammfussbereich fanden auch Ryan und McGarity (1983) bei *Eucalyptus grandis*.

2.3.2 Eisen (Fe)

Erhöhte Eisengehalte in der Stammfusszone wurden von Mina (1967) bei Kiefer und Birke (Oxalat-Extrakt), von Kazda und Glatzel (1984), Jochheim (1985) und Neite und Wittig (1985) bei der Rotbuche (AED-, NH_4Cl - beziehungsweise BaCl_2 -Auszug) und von Gersper und Holowaychuk (1970b) bei der Amerikanischen Buche ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ - $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Extrakt) gefunden.

Gersper und Holowaychuk stellten auch fest, dass die räumliche Fe-Verteilung weitgehend jener der Tonfraktion entsprach. Die Daten Jochheims zeigen auch für Fe, dass bedeutende Fe-Anreicherung nur bei geringen Fe-Gehalten der Vergleichsstandorte festzustellen ist (Abbildung 5).

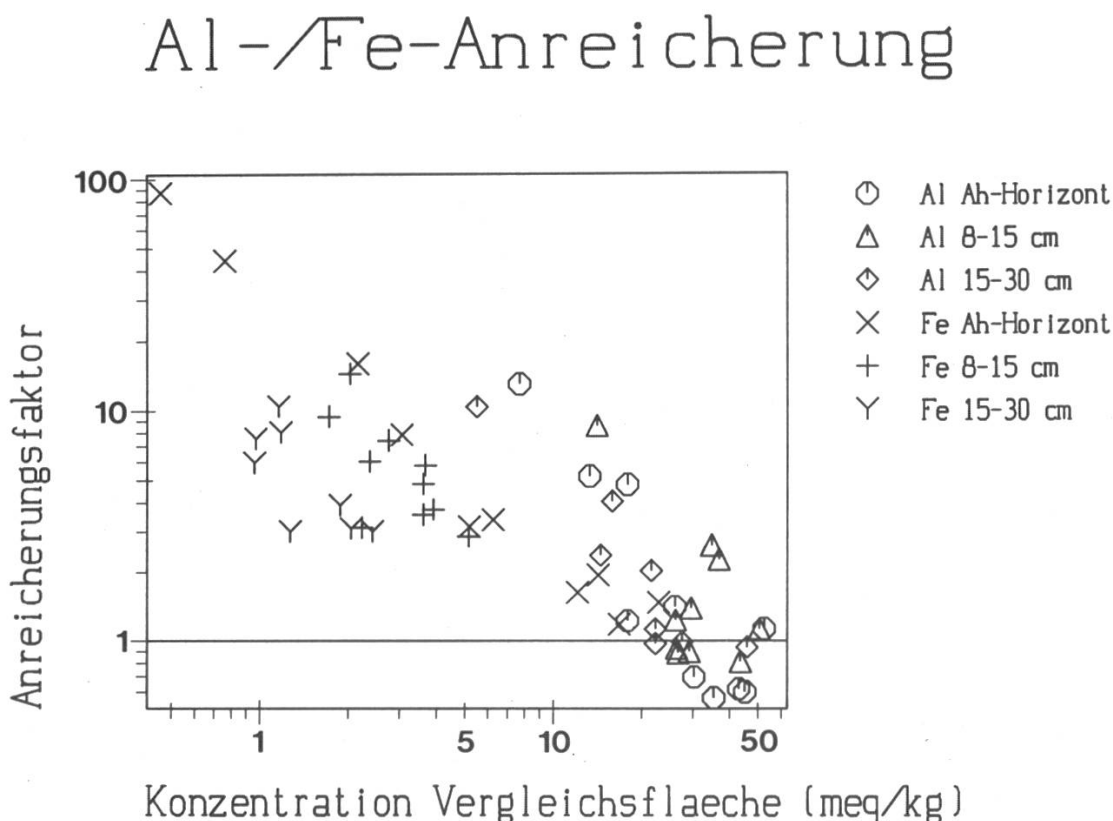


Abbildung 5. Aluminium(Al)- und Eisen(Fe)-Anreicherung in Baumfusszonen von Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) in Hessen (D). Dargestellt sind die Anreicherungsfaktoren der Baumfusszone in Abhängigkeit der Gehalte an austauschbarem Al beziehungsweise Fe (BaCl_2 -Extrakt) auf der Vergleichsfläche zwischen den Bäumen. Daten nach Jochheim (1985).

2.3.3 Mangan (Mn)

Mangangehalte in der Stammfusszone haben lediglich Patterson (1975), Kazda und Glatzel (1984) und Jochheim (1985) untersucht (*Tabelle 1*). Aus diesen Daten geht hervor, dass pflanzenverfügbares Mn ähnlich wie Al und Fe nur bei mässiger Versauerung in der Stammfusszone angereichert ist. Ist der stammnahe Bodenbereich stark versauert, dann weist diese Zone im allgemeinen geringere Mn-Gehalte als ihre Umgebung auf.

2.4 Gehalte an Blei (Pb), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Nickel (Ni)

In einer umfangreichen Arbeit untersuchte Koenies (1982) in vier verschiedenen Grossräumen der Bundesrepublik Deutschland (Nordhessen, Frankfurt, Goslar und Ruhrgebiet) die Schwermetallgehalte im Stammbereich von Rotbuchen und an stammfernen Stellen zwischen den Bäumen. Dabei stellte er fest, dass Pb, Cu und Cr in den F-, A_h- und B-Horizonten der Stammfusszone in höheren Konzentrationen vorhanden waren (*Abbildung 6*); Cd, Zn und Ni dagegen waren stammfern in höheren Konzentrationen vorhanden.

Kazda und Glatzel (1984) fanden bei der Untersuchung der Gehalte an Pb, Cu und Zn im stammnahen Bodenbereich von drei Rotbuchen im Wienerwald ähnliche Verhältnisse. Die Anreicherungsfaktoren der Totalgehalte lagen in den obersten 3 cm des Bodens für Pb zwischen 4,8 und 12,0, für Cu zwischen 2,2 und 7,3 und für Zn zwischen 1,8 und 5,0. Die stammnahe Anreicherung von Pb und Cu war bis zu einer Tiefe von 30 cm feststellbar. Einzig die Gehalte an leicht löslichem Zn waren stammnah kleiner.

2.5 Organische Substanz (C) und Stickstoff (N)

Zinke und Crocker (1962) stellten beim Mammutbaum (*Sequoia gigantea*) fest, dass der Anteil der organischen Substanz in 3 m Entfernung am grössten war. Zinke (1962), Gersper und Holowaychuk (1970b, 1971), Ryan und McGarity (1983) und Neite und Wittig (1985) haben dagegen bei verschiedenen Beständen die höchsten Gehalte an organischer Substanz des Oberbodens in unmittelbarer Stammnähe und eine kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Entfernung gefunden.

Eine solche radiale Verteilung der organischen Substanz könnte auch die von einigen Autoren festgestellte radiale Abnahme der Kationenaustauschkapazität im Oberboden erklären (Gersper und Holowaychuk, 1970b; Ryan und McGarity, 1983; Zinke und Crocker, 1962, und Zinke, 1962).

Über die Stickstoffgehalte in der Stammfusszone sind nur wenige Daten verfügbar. Sie ergeben kein einheitliches Bild. Während *Bollen et al.*, (1968) bei der

Pb-Anreicherung

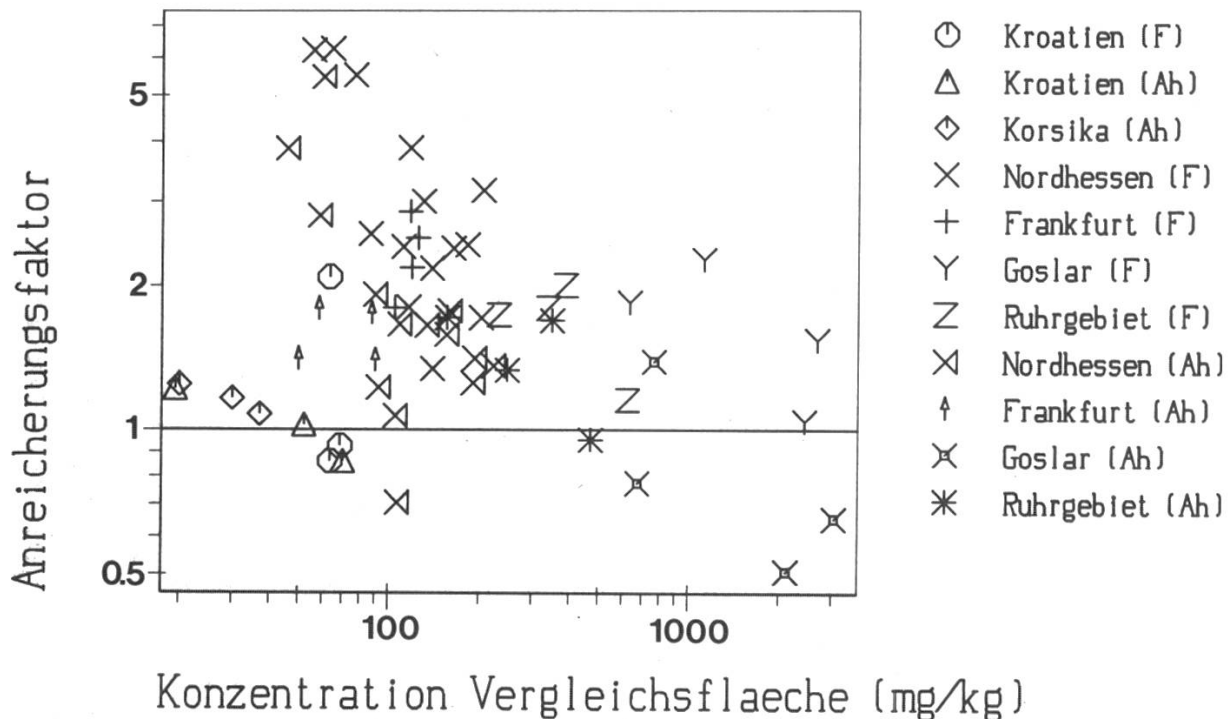


Abbildung 6. Blei(Pb)-Anreicherung in Baumfusszonen von Rotbuchen (*Fagus silvatica*) in der Bundesrepublik Deutschland, auf Korsika und in SW-Kroatien. Dargestellt sind die Pb-Anreicherungsfaktoren der Baumfusszone in Abhängigkeit der Pb-Gehalte (HCl-Extrakt) auf der Vergleichsfläche zwischen den Bäumen. Daten aus Deutschland nach Koenies (1982), aus den restlichen Gebieten nach Glavac et al. (1985a, 1985b). Horizontbezeichnung: F: Moder, Ah: Mull.

Amerikanischen Roterle (*Alnus rubra*) stammnah leicht erniedrigte Gehalte an NH_4^+ und organischem Stickstoff fanden, stellten Gersper und Holowaychuk (1970b) bei der Amerikanischen Buche stammnah erhöhte totale Stickstoffgehalte fest (Anreicherungsfaktoren: 2–3). Zinke und Crocker (1962) berichteten über eine Verteilung von totalem Stickstoff, die der Verteilung der organischen Substanz entsprach.

Crozier und Boerner (1984) stellten für NH_4^- und NO_3^- -Gehalte keine signifikanten Unterschiede zwischen Stammfusszone und Zwischenstammbereich verschiedener amerikanischer Laubhölzer fest. Schäfer (1984) ermittelte hingegen bei der Rotbuche eine leichte stammnahe Nitratverarmung, die mit einer erniedrigten Nitrifikationsrate verbunden war. Bezüglich anderer Parameter des N-Haushaltes (Gesamtstickstoffmineralisierung und Ammonifikation) waren aber auch hier zwischen Stammfusszone und Umgebung keine Unterschiede zu finden.

2.6 Radioaktive Fallout-Produkte

Franklin *et al.* (1967) untersuchten die Radioisotopengehalte im Oberboden eines amerikanischen Laubmischwaldes und stellten fest, dass ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{125}Sb , ^{106}Ru und auch ^{54}Mn in den obersten 7,5 cm des Bodens in Stammfusszonen (Amerikanische Buchen, Zuckerahorn) in wesentlich höheren Konzentrationen vorhanden waren als in 3 m Entfernung vom Stamm. Bei anderen Baumarten war die stammnahe Anreicherung weniger deutlich. Diese Radioisotope waren in den fünfziger Jahren durch oberirdische Atomwaffentests künstlich in die Atmosphäre eingebracht worden.

Die natürlich vorkommenden Isotope ^{40}K , ^{238}U und ^{232}Th zeigten bei keiner Baumart eine verstärkte Akkumulation im Stammfussbereich, wiesen sogar geringere Konzentrationen als in stammfernen Bestandeslücken auf.

Gersper (1970) konnte in einer detaillierten Untersuchung unter Amerikanischen Buchen die Fallout-Anreicherung im Stammfussbereich bis zu einer Tiefe von 45 cm nachweisen.

3. Morphologische und bodenphysikalische Eigenschaften

Der Boden der Stammfusszone kann sich auch bezüglich morphologischer Eigenschaften von demjenigen der weiteren Umgebung unterscheiden.

Crampton (1982) und Ryan und McGarity (1983) haben unter Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Hemlock-Tanne (*Tsuga heterophylla*) in British Columbia bzw. unter *Eucalyptus grandis* in New South Wales eine verstärkte Podsolierung gefunden.

In Böden mit schlechter Durchlässigkeit waren unter *Eucalyptus grandis* (Ryan und McGarity, 1983) und Amerikanischer Buche (Gersper und Holowaychuk, 1970a) im Stammabflussbereich Rostflecken stärker ausgeprägt als stammfern. Gleichzeitig wurden auch Unterschiede in der Korngrößenverteilung von stammnahen und stammfernen Bodenbereichen festgestellt. Der Humuserdehorizont wies stammnah mehr Sand und Ton, dagegen weniger Silt auf als in 2 m Entfernung vom Stamm. In den tieferen Horizonten verhielt es sich umgekehrt.

4. Zusammensetzung der Krautvegetation

Verschiedene Untersuchungen zeigen eine deutliche Reaktion der Vegetation auf die unterschiedlichen Bodenverhältnisse im Stammfussbereich und im Zwischenstammbereich von Bäumen (Glavac *et al.*, 1970; Wittig und Neite, 1983; Crozier und Boerner, 1984; Jochheim, 1985 und Neite und Wittig, 1985).

Glavac *et al.* wiesen nach, dass die säurezeigende Weisse Hainsimse (*Luzula luzuloides*) im Perlgras-Buchenwald gehäuft im stärker versauerten talseitigen Stammfussbereich auftrat.

Wittig und Neite zeigten, dass in einem Kalk-Buchenwald säurezeigende Arten gehäuft in der Stammfusszone auftraten. Bei Berechnung der mittleren Reaktionszahl R (Zeigerwert einer Pflanze in Hinblick auf den pH-Wert der Bodenlösung) zeigte sich eine Zunahme von R mit zunehmendem radialem Abstand vom Stamm. Die gleichen Autoren berichten in einer späteren Arbeit über Beziehungen zwischen räumlicher Verteilung von vier ausgewählten Krautpflanzenarten und den radialen Gradienten einiger bodenchemischer Parameter in der Stammfusszone von Rotbuchen. Enge Beziehungen zwischen relativer Häufigkeit der Pflanzenarten und den Bodengehalten wurde für die H⁺-Konzentration in der Bodenlösung und der Fe-Sättigung festgestellt. Nach den Daten von Neite und Wittig scheinen nur lockere Beziehungen zwischen Pflanzenvorkommen, Ca/Al-Verhältnis und Al-Sättigung zu bestehen.

Kumpfer und Heyser (1985) fanden unterschiedliche Zusammensetzungen von Mykorrhizapopulationen im Stammfussbereich und im Zwischenstamm-bereich von Rotbuchen.

5. Diskussion

Aus der zuvor gegebenen Literaturübersicht wird klar, dass der Stammfussbereich von Waldbäumen sich in seinem bodenchemischen und bodenphysikalischen Milieu deutlich vom stammferneren Bodenbereich unterscheidet. Diese Unterschiede sind vom Bodentyp und vom Bestand abhängig. Es ist von vornherein nicht ganz auszuschliessen, dass einige der beobachteten Unterschiede bereits zum Zeitpunkt der letzten Bestandesverjüngung vorhanden waren und das Baumwachstum selektiv begünstigt haben. Die Regelmässigkeit, mit der die aufgeführten Unterschiede zwischen stammnahen und stammfernen Bodenbereichen gefunden wurden, spricht jedoch dafür, dass der Einfluss des Bestandes auf den Boden die dominierende Rolle spielt. Bäume beeinflussen den Boden über die Wasser- und Nährstoffkreisläufe. Denkbare Ursachen für die beobachteten räumlichen Verteilungsmuster der Bodeneigenschaften unter Bäumen sind insbesondere die folgenden (Miles, 1981):

- a) qualitative und quantitative Unterschiede zwischen Stammabfluss- und Kronendurchlasswasser und dessen Infiltration,
- b) eine räumlich heterogene Verteilung von Streumenge und Streuzusammensetzung (Laub- und Rindenstreu, Wurzeldeposition) und
- c) eine räumlich ungleichmässig verteilte Wasser- und Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln und der Wurzelausscheidungen.

Die beiden ersten Ursachengruppen werden im folgenden diskutiert. Über die Beeinflussung der Bodeneigenschaften des Stammfussbereiches durch Wurzelausscheidungen und Nährstoffaufnahme sind wohl aus methodischen Gründen keine Daten vorhanden (Miles, 1981). Ihre Bedeutung für dieses Phänomen ist deshalb nicht abzuschätzen.

5.1 Einfluss der räumlichen Verteilung und der Zusammensetzung der Streu auf die Bodeneigenschaften

Zur «Streu»-Hypothese liegen keine experimentell gesicherten Beobachtungen vor. Zinke (1962) und Zinke und Crocker (1962) brachten die bei mehreren Koniferenarten festgestellten Veränderungen mit der offensichtlich unterschiedlichen Verteilung von Rindenstreu, Blattstreu und Zweigstücken in Zusammenhang. Gersper und Holowaychuk (1971) stellten fest, dass die Rindenstreu bei Zuckerahorn und Amerikanischer Weissseiche einen massgeblichen Einfluss auf die Bodeneigenschaften im Stammfussbereich haben kann, obwohl die beiden untersuchten Bäume praktisch keinen Stammabfluss aufweisen.

Koenies (1982) schätzte den Einfluss des Streueintrags auf Bodenveränderungen in der Stammfusszone von Rotbuchen ab, indem er den Blattstreueintrag und die Laubverwehung erfasste. Dabei zeigte sich, dass der Streueintrag in einem Rotbuchenbestand in grösserer Entfernung von Stämmen grösser als in der unmittelbaren Stammfusszone war und dass bei letzterer grössere Verluste durch Verwehung feststellbar waren.

Die Akkumulation von Schwermetallen im Stammfussbereich kann in diesem Fall folglich nicht durch die «Streu»-Hypothese erklärt werden. Denkbar ist hier lediglich, dass die Streuverteilung einen gewissen Einfluss auf die stammnahe Versauerung hat, da hier möglicherweise durch den Laubfall weniger basische Kationen auf den Boden gelangen. Eine entsprechende Beobachtung machten auch Gersper und Holowaychuk (1971) bei der Amerikanischen Buche.

5.2 Einfluss des Stammabflusswassers auf die Bodeneigenschaften

5.2.1 Allgemeine Bemerkungen

In den meisten Fällen wurden die Bodenveränderungen in der Stammfusszone dem Einfluss des Stammabflusswassers zugeschrieben. Bis zu 15% des Niederschlags gelangt bei glattrindigen Bäumen mit steil nach oben weisenden Ästen als Stammabfluss auf den Waldboden. Insbesondere die Buchenarten zeigen grosse Stammabflussmengen. Mit dem Stammabfluss werden zum Teil beträchtliche Stofffrachten in den Boden eingewaschen. Bei diesen Stoffen han-

delt es sich sowohl um abgewaschene atmosphärische Depositionen als auch um aus den Blättern ausgewaschene Zellinhaltsstoffe, insbesondere Kationen, die bei der Pufferung des Säureeintrags freigesetzt werden. Aus den Daten von *Matzener et al.* (1982) wurden für einen Altbuchenbestand im Solling die in *Tabelle 2* angegebenen Stofffrachten des Stammabflusses im Verhältnis zum Gesamteintrag berechnet. Zusätzlich ist bei der Bewertung der «Stammabfluss»-Hypothese zu berücksichtigen, dass der Stammabfluss auf einer relativ kleinen Fläche an der Stammbasis infiltriert.

Neben der Baumart (*Nihlgard*, 1970; *Mahendrappa*, 1983; *Patterson*, 1975 und *Matzener et al.*, 1982) hat die Immissionssituation eines Standorts grossen Einfluss auf die Qualität des Stammabflusses (zum Beispiel *Glatzel und Puxbaum*, 1983 und *Miller*, 1983).

Tabelle 2. Anteil des Stammabflusses f an der Deposition verschiedener Elemente durch den Bestandesniederschlag BS (Kronentraufe KT und Stammabfluss) in einem Altbuchenbestand im Solling. Mittelwert der Jahresmittel 1969 bis 1976. ($f = 1 - KT/BS$). Abschätzung der Standardabweichung s_f mittels Fehlerfortpflanzung. ($s_f^2 = f_{KT}^2 \cdot s_{KT}^2 + f_{BS}^2 \cdot s_{BS}^2 + 2 \cdot f_{KT} \cdot f_{BS} \cdot \text{Cov}(KT, BS)$).

Element	Anteil des Stammabflusses an Gesamtdosition f	Schätzwert für Standard- abweichung S_f
H	37%	11%
K	32%	7%
Ca	21%	7%
Mg	24%	7%
Mn	24%	7%
S	33%	12%

5.2.2 Infiltration von Stammabflusswasser als Ursache der Bodenveränderungen

Für die «Stammabfluss»-Hypothese spricht:

- 1) Verstärkte stammnahe Akkumulation von Pb, Cu und Cr und von Fallout-Radioisotopen lassen sich mit keinem andern Mechanismus erklären. Die Tatsache, dass Zn, Cd und Ni im Stammbereich in geringeren Konzentrationen vorhanden sind, spricht nicht gegen diese Feststellung. Die Mobilität dieser drei Schwermetalle nimmt mit zunehmender Bodenversauerung zu, so dass nicht geringerer Eintrag, sondern stark erhöhte Auswaschung zur stammnahen Zn-, Cd- und Ni-Verarmung geführt haben dürfte.
- 2) Gersper und Holowaychuk (1971) und Gersper (1970) zeigten auch, dass sich bei der Amerikanischen Buche die geschilderten Bodenveränderungen in deutlicher Form nur auf derjenigen Seite finden liessen, auf welcher das Stammabflusswasser effektiv infiltriert (*Tabelle 3*).

Tabelle 3. Relative Konzentrationen verschiedener Elemente in demjenigen Teil der Stammfusszone, die vom Stammabflusswasser beeinflusst wird. Angegeben werden die relativen Anreicherungsfaktoren, berechnet als Quotient aus den Konzentrationen auf der von Stammabfluss beeinflussten Seite und denjenigen auf der unbeeinflussten Seite bzw. die Differenz der pH-Werte zwischen diesen Zonen.

Tiefe (cm)	Δ pH	Ca	Anreicherungsfaktoren		¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
			Mg	K		
0– 7,5	1,2	0,4	0,6	1,1	7,6	5,0
7,5–15	1,0	0,4	0,5	1,2	8,5	29,5

- 3) Plausibel erscheint zudem, dass insbesondere die mehrheitlich festgestellte K-Akkumulation in der Baumfusszone durch K-Eintrag mit dem Stammabfluss verursacht wird. Kalium ist einerseits in Waldböden häufig im Mangel, andererseits weist Kalium in einem Waldökosystem im allgemeinen eine hohe Umsetzungsrate auf (*Parker, 1983*). *Gosz et al.* (zitiert in *Parker, 1983*) geben an, dass in Hubbard Brook der Kaliumvorrat im Waldboden pro Jahr 1,4 mal ausgetauscht wurde. Daher wird der Kaliumgehalt im Boden in erster Linie durch den Nährstoffkreislauf bestimmt. Geringe räumliche Unterschiede bei der Rückführung durch Bestandesniederschlag und Laubfall dürften deshalb bei Elementen mit geringen Bodenvorräten zu den beobachteten Unterschieden führen.

Obwohl der Stoffeintrag mit dem Stammabflusswasser nach den vorliegenden Erkenntnissen eine wichtige Rolle für das spezifische Bodenmilieu im Stammfussbereich spielt, kann dieser Faktor nicht als alleinige Ursache hierfür angesehen werden. Aus den Daten von *Patterson (1975)*, die sich allerdings auf eine sehr kleine Stichprobe von insgesamt acht Bäumen von vier verschiedenen nordamerikanischen Laubholzarten beziehen, lässt sich zwischen Stammabflusseintrag und Bodengehalt der Elemente H, K, Ca, Mg und Mn in den Stammfusszonen nur bezüglich der pH-Werte eine gewisse Abhängigkeit erkennen.

5.2.3 Bedeutung der anthropogenen Immissionen

Die vorliegenden Untersuchungen geben zwar Hinweise, auf welchem Weg die räumliche Variabilität des Bodenmilieus in der Umgebung des Stammfusses von Bäumen zustande gekommen ist, sie lassen die Frage aber weitgehend offen, inwieweit die beobachteten Verhältnisse natürlichen Ursprungs sind. Relativ klar liegt der Fall bei den Fallout-Radioisotopen und den Schwermetallen, die praktisch nur als Folge anthropogener Immissionen in grösserer Menge in

die Ökosphäre gelangen und von Natur aus selten sind. Analog können auch beträchtliche Frachten anderer Stoffe aus anthropogenen Immissionen in Waldböden eingetragen werden. Um die Bedeutung der Luftverschmutzung im Hinblick auf Bodenveränderungen im Stammfussbereich zu beurteilen, müssen Gebiete unterschiedlicher Immissionsbelastung, aber ansonsten vergleichbarer Standorte und Vegetationsverhältnisse miteinander verglichen werden. Solche Untersuchungen gibt es zurzeit nur wenige.

Die meisten Arbeiten geben keine Auskunft über die Immissionsbelastung der jeweiligen Untersuchungsgebiete. So kann die Frage, welche Eigenschaften die Stammfusszone von Bäumen aufweisen, die nicht anthropogenen Immissionen ausgesetzt sind, nicht beantwortet werden, Haugbotn (1976) stellte in einem Park, der in unmittelbarer Nähe eines SO₂-Emittenten lag, in dem vom Stammabfluss beeinflussten Fussbereich von Birken und Ulmen eindeutige Vegetationsschäden an der Krautvegetation fest. Glavac *et al.* (1985a, 1985b, 1985c) haben kürzlich für die Rotbuche erste Resultate zur Frage nach den Eigenschaften der Stammfusszone unter natürlichen Bedingungen veröffentlicht. Bei der Untersuchung der Stammfussbereiche von Altbuchen aus einem immissionsarmen Gebiet in Korsika und aus immissionsgeschützten Lagen in SW-Kroatien zeigte sich, dass die Stammfusszonen nur geringfügig saurer als die Vergleichsstandorte waren. *Abbildung 1* zeigt aber, dass bezüglich der pH-Werte kaum deutliche Unterschiede zwischen Stammfusszonen und Zwischenstamm-bereichen zu erwarten sind, weil es sich allgemein um recht stark versauerte Böden handelt.

Abbildung 6 lässt dagegen klar erkennen, dass in den immissionsarmen Gebieten bezüglich der Pb-Gehalte geringere Unterschiede zwischen Vergleichsfläche und Baumfuss als in den stärker belasteten Gebieten der Bundesrepublik Deutschland bestehen. Auf einer intensiver untersuchten Probestfläche in Kroatien waren keine Unterschiede in den prozentualen Anteilen der wichtigsten Kationen an den Ionentauschern festzustellen.

Die Autoren folgern aus diesen Resultaten, dass sich in immissionsbelasteten Gebieten die Stammfusszone von Buchen zur Beurteilung der Immissionsbelastung und ihrer Auswirkungen in Waldökosystemen eigne.

Résumé

Modifications des propriétés du sol au pied des arbres forestiers

Il ressort d'une étude bibliographique comparant les propriétés du sol dans les zones proches du pied des arbres et dans les zones éloignées de ceux-ci, que la région autour des tiges présente souvent une acidité plus élevée, une teneur en calcium et magnésium plus

faible ainsi qu'un enrichissement en potassium, en aluminium et fer mobiles et en métaux lourds.

Ces différentes caractéristiques pédochimiques se reflètent également fréquemment sur la composition de la végétation herbacée, qui diffère entre le pied des arbres et les zones entre les tiges. Outre l'apport de fane irrégulier sur le parterre forestier et les différences spaciales d'intensité d'absorption des éléments nutritifs, une autre cause importante des différences relevées, surtout dans les peuplements d'essences à écorce lisse, est à mettre au compte de l'apport particulièrement concentré d'éléments par l'eau ruisselant le long des troncs.

Traduction: *P. Junod*

Literatur

- Bollen, W. B., C. S. Chen, K. C. Lu.* 1968. Effect of stemflow precipitation on chemical and microbiological soil properties beneath a single alder tree. In: *Biology of Alder*. Eds: J. M. Trapp, J. F. Franklin, R. F. Tarrant und G. M. Hansen. pp. 149–156.
- Crampton, C. B.* 1982. Podzolization of soils under individual tree canopies in southwestern British Columbia. *Geoderma*. 28: 57–61.
- Crozier, C. R., R. E. J. Boerner.* 1984. Correlation of understory herb distribution patterns with microhabitats under different tree species in a mixed mesophytic forest. *Oecologia*. 62: 337–343.
- Franklin, R. E., P. L. Gersper, N. Holowaychuk.* 1967. Analysis of gamma-ray spectra from soils and plants: II. Effect of trees on the distribution of fallout. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 31: 43–45.
- Gersper, P. L.* 1970. Effect of American Beech Trees on the radioactivity of soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 318–323.
- Gersper, P. L., N. Holowaychuk.* 1970a. Effects of stemflow water on a Miami soil under a Beech Tree. I. Morphological and physical properties. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 779–786.
- Gersper, P. L., N. Holowaychuk.* 1970b. Effects of stemflow water on a Miami soil under a Beech Tree. II. Chemical properties. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 786–794.
- Gersper, P. L., N. Holowaychuk.* 1971. Some effects of stemflow from forest canopy trees on chemical properties of soil. *Ecology*. 52: 691–702.
- Glatzel, G., H. Puxbaum.* 1983. Untersuchung der Zusammensetzung von sauren Stammabläufen. In: *Saure Niederschläge – Ursachen und Wirkungen*. Kolloquium Lindau 7.–9. 1983. VDI-Bericht Nr. 500: 187–194.
- Glatzel, G., E. Sonderegger, M. Kazda et al.* 1983. Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. *Allg. Forstz.* 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 Vegetationskunde*. 5: 187–192.
- Glavac, V., H. Jochheim, H. Koenies.* 1985a. Einfluss des Stammablaufwassers auf den Boden im Stammfußbereich von Altbuchen in unterschiedlich immissionsbelasteten Gebieten. *Allg. Forstz.* 40: 1397–1398.
- Glavac, V., Koenies, B. Prpic.* 1985b. Zur Immissionsbelastung der industriiefernen Buchen- und Buchen-Tannenwälder in den Dinarischen Gebirgen Nordwestjugoslawiens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*. 15. Jahrestagung in Graz. 1985. Im Druck.
- Glavac, V., H. Jochheim, H. Koenies.* 1985c. Bodenchemische Zustände der stammablaufwasserbeeinflussten Altbuchen-Fußbereiche in durch Immissionen unbelasteten und belasteten Gebieten – das Problem der «Null-Flächen». *Exkursionsführer des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen*. pp. 100–110.
- Glavac, V., H. Koenies.* 1986. Kleinräumige Verteilung der pflanzenaufnehmbaren Mineralstoffe in den vom Stammablaufwasser beeinflussten Bodenbereichen alter Buchen verschiedener Waldgesellschaften. *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* 3: 3–13.

- Haugbotn, O. 1976. Effects of a local SO₂-emitter on the chemical properties of soil. Scientific Reports of the Agricultural University of Norway. 55 : 1–18.
- Jochheim, H. 1985. Der Einfluss des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldgesellschaften. Dissertation Gesamthochschule Kassel. pp. 226.
- Kazda, M., G. Glatzel. 1984. Schwermetallanreicherungen und Schwermetallverfügbarkeit im Einsickerungsbereich von Stammablaufwasser in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*) des Wienerwaldes. Z. Pflanzenern. Bodenk. 147 : 743–752.
- Koenies, H. 1982. Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fussbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. Eine vegetations- und landökologische Studie. Dissertation Gesamthochschule Kassel. pp. 288.
- Kumpfer, W., W. Heyser. 1985. Variations of Mycorrhiza population under the influence of stem flow in Beech. In: Programme et résumés, 1er symposium européen sur les mycorrhizes, 1–5 juillet 1985, Dijon, France. p. 47.
- Mahendrappa, M. K., 1983. Chemical characteristics of precipitation and hydrogen input in throughfall and stemflow under some eastern Canadian forest stands. Can. J. For. Res. 13 : 948–955.
- Matzener, E., P. K. Khanna, K. J. Meiwe et al. 1982. Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling. Datendokumentation. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 71. pp. 267.
- Meyer, H. 1986. Charakterisierung der Variabilität des pH im Oberboden um den Stamm einer Buche (*Fagus sylvatica*) mittels klassischer und räumlicher Statistik. Diplomarbeit Labor für Bodenkunde, ETH Zürich. pp. 73.
- Miles, J. 1981. Effects of trees on soils. In: Forest and woodland ecology. Eds: F. T. Last und A. S. Gardiner. Cambridge. pp. 85–88.
- Miller, H. G. 1983. Studies on proton flux in forests and heaths in Scotland. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Proceedings of a workshop held at Göttingen 16.–18. May 1982. Eds: B. Ulrich and J. Pankrath. pp. 183–193.
- Mina, V. N. 1967. Influence of stemflow on soil. Soviet Soil Science. 10 : 1321–1329.
- Neite, H., R. Wittig. 1985. Korrelation chemischer Bodenfaktoren mit der floristischen Zusammensetzung der Krautschicht im Stammfussbereich von Buchen. Acta Oecologica/Oecol. Plant. 6 : 375–385.
- Nihlgård, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a Beech and a Spruce forest in South Sweden. Oikos. 21 : 208–217.
- Parker, G. G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Advances in ecological research. 13 : 57–133.
- Patterson, D. T. 1975. Nutrient return in the stemflow and throughfall of individual trees in the Piedmont deciduous forest. In: Mineral cycling in southeastern ecosystems. Eds: F. G. Howell, J. B. Gentry and W. H. Smith. pp. 800–812.
- Ryan, P. J., J. W. McGarity. 1983. The nature and spatial variability of soil properties adjacent to large forest Eucalypts. Soil Sci. Soc. Amer. J. 47 : 286–293.
- Schäfer, H. 1984. Streuabbauverzögerung durch Akkumulation von Schadstoffen in Buchenwäldern. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 13. Jahrestagung in Stuttgart. 1984. Im Druck.
- Skeffington, R. A. 1983. Soil properties under three species of tree in southern England in relation to acid deposition in throughfall. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems; Proceedings of a workshop held at Göttingen, 16.–18. May 1982. Eds: B. Ulrich and J. Pankrath. pp. 219–231.
- Wittig, R., H. Neite. 1983. Sind Säurezeiger im Stammfussbereich der Buche Indikatoren für immissionsbelastete Kalkbuchenwälder? Allg. Forstz. 45 : 1232–1233.
- Zinke, P. J. 1962. The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. Ecology. 43 : 130–133.
- Zinke, P. J., R. L. Crocker. 1962. The influence of giant Sequoia on soil properties. Forest. Sci. 8 : 2–11.