Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss foresty journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 146 (1995)

Heft: 1

Artikel: Bedeutet bodenbürtiges Fluor eine "Altlast" nach Stillegung einer Aluminiumhütte?

Autor: Keller, Theo / Lüscher, Felix / Contat, François

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-766945

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: 16.07.2025

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

Bedeutet bodenbürtiges Fluor eine «Altlast» nach Stillegung einer Aluminiumhütte?

Von *Theo Keller, Felix Lüscher* und *François Contat*

Keywords: fluorine, aluminium processing, soil contamination, fluorine absorption in plants, Rheinfelden (Switzerland). FDK 114.2: 161.12: 425.5: UDK 504.53.054

1. Einleitung und Fragestellung

Wohl besteht eine reiche Literatur über die Auswirkungen von Fluor auf die Vegetation. Im Gegensatz zu den Fluorid- (F-)Immissionen befassen sich jedoch nur wenige Arbeiten – zudem oft mit sich widersprechenden Ergebnissen – mit der Aufnahme (ehemals) emittierten Fluors aus dem Boden und mit der Auswirkung auf das Wachstum der Pflanzen. In den fünfziger Jahren gelangten amerikanische Forscher (zitiert nach *NAS* 1971) zur Auffassung, die Möglichkeit sei null bis gering, dass industrielle Luftverunreinigungen dem Boden genügend Fluorid zuführten, um den F-Gehalt der Pflanzen via Wurzeln signifikant zu erhöhen. Diese Auffassung wurde später durch eine umfangreiche Literaturübersicht (*Drurey et al.* 1980) bestärkt, umso mehr als bekannt war, dass Ton, Kalk und Humus die F-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln herabsetzen (*Hansen et al.* 1958). Neuere Arbeiten, besonders seit den achtziger Jahren (z.B. *Polomski et al.* 1981) zeigten jedoch, dass die Industrie sehr wohl zu einem markanten Anstieg des F-Gehalts im Boden führen kann.

Mit der Einstellung der Aluminiumproduktion hören die F-Emissionen einer Aluminiumhütte auf. Viele Leute glauben dementsprechend, damit sei dort auch das F-Immissionsproblem gelöst. In der Tat blieben von diesem Zeitpunkt an die typischen F-Schädigungssymptome (Randnekrosen, Blattverkrüppelungen usw.) im betroffenen Waldgebiet von Rheinfelden aus, und die Erinnerung an die alte Aussage der *NAS* (1971) lebte neu auf, es gebe keinen Nachweis einer signifikanten Wuchsreduktion ohne Nekrosen. Ferner findet sich bei *Dässler* (4. Auflage 1991) noch immer die Bemerkung, der F-Spiegel der oberirdischen Pflanzenteile werde praktisch allein durch die Einwirkung der F-haltigen Luftverunreinigungen auf die Blätter erhöht. Doch manche

Topfversuche mit Gräsern und Kräutern hatten ergeben, dass die F-Aufnahme aus dem Boden deutliche Auswirkungen auf die F-Konzentration im Spross haben kann (*Garber* 1967). Zudem zeigte sich, dass unterschiedliche Arten verschieden reagieren. Leider dauerten die Versuche meist nur einige Wochen. Entsprechende Versuche mit Forstbaumarten müssten daher berücksichtigen, dass solch ausdauernde Arten jahrelang im F-verseuchten Boden wurzeln und wachsen sollen.

Angesichts der Widersprüche und des Mangels an Untersuchungen mit einheimischen Baumarten drängte es sich auf, im Raume Rheinfelden einen Versuch anzulegen. Dort hatten die jahrzehntelangen F-Emissionen den wasserlöslichen F-Gehalt im Waldboden in der Hauptwindrichtung nahe beim Werk (bis etwa 600 m) deutlich über den schweizerischen Richtwert von 25 ppm (mg F/kg Boden; *VSBo* 1986) gehoben (*Larana* 1991). Dieser Gehalt soll nur langsam zurückgehen (*Garber et al.* 1967). Daher stellten wir uns folgende Fragen:

1. Besitzen die Assimilationsorgane junger Buchen und Fichten, welche auf F-verseuchtem Boden mit erhöhtem Gehalt an wasserlöslichem F wachsen, signifikant erhöhte F-Gehalte?
2. Wird das Wachstum solcher Jungpflanzen signifikant beeinflusst?
3. Unterscheiden sich die Assimilationsorgane auch in ihrem Gehalt in einigen Nährstoffen?

2. Literaturübersicht

Der F-Gehalt des Bodens schwankt in weiten Grenzen (je nach Gehalt an F-haltigen Mineralien) und kann in Rheinfelden über 600 ppm (Gesamtfluor) bzw. über 40 ppm (wasserlösliches Fluor) liegen (*Larana* 1991). Die schweizerischen Richtwerte, welche nicht überschritten werden sollten, sind jedoch bei 400 ppm bzw. 25 ppm angesetzt (*VSBo* 1986). In diesem Zusammenhang ist die Feststellung (*Ferlin et al.* 1982, *Polomski et al.* 1982) von Interesse, dass in Immissionsgebieten Waldboden generell höhere F-Werte aufweise als Wieslandboden, was vermutlich auf die «Filterwirkung» des Waldes zurückzuführen sei. Da der F-Eintrag aus der Atmosphäre die wasserlösliche F-Fraktion vermehrt (*Bovay* und *Zuber* 1974), gewinnt auch die Feststellung von *Polomski et al.* (1980) an Bedeutung, wonach jahrzehntelang andauernde, intensive F-Immissionen zu einer eindeutig nachweisbaren Bodenkontamination führen. *Oelschlaeger et al.* (1991) gaben kürzlich ebenfalls zu, dass in industriellen Ballungsgebieten und in der Umgebung von F-Emittenten der F-Gehalt des Bodens erhöht sein könne.

Frühe Topfversuche hatten ergeben, dass erst Gaben von über 70 bis 80 ppm F die Pflanzen beeinträchtigen könnten (*Gericke* und *Kurmies* 1955).

Gisiger (1966) stellte in Klee sogar erst erhöhte F-Gehalte fest, wenn er zu sandigem Lehm mehr als 200 ppm F als Kryolith (entsprechend 600 kg F/ha!) zugesetzt hatte. Angesichts der grossen Variabilität der Böden, der F-Löslichkeit usw. legten *Garber et al.* (1967) eingehende Versuche mit verschiedenen Boden- und Pflanzenarten an, welche zeigten, dass Gaben ab 150 ppm F den F-Gehalt der Versuchspflanzen erhöhten, zum Teil verbunden mit Nekrosen und Ertragsminderungen. Dabei wirkte NaF schädlicher als CaF_2, so dass die Wichtigkeit des früher nicht erfassten wasserlöslichen F-Anteils betont wurde. *Bovay* und *Zuber* (1974) wiesen ebenfalls auf die Bedeutung des wasserlöslichen Anteils hin. *Oelschlaeger* und *Moser* (1969) dagegen drängten die Toxizität der F-haltigen Luftverunreinigungen (vor allem der Flugstäube) in den Hintergrund und stellten die Bedeutung von Wasserhaushalt, Düngung und andern Faktoren für den F-Gehalt und die Ertragsfähigkeit von Pflanzen in einem Immissionsgebiet in den Vordergrund.

Da F in allen grünen Pflanzen gegenwärtig ist, wurde es oft als lebensnotwendiger Spurennährstoff angesehen. Die «normale» Konzentration in Blättern beträgt in der gemässigten Zone 1–15 ppm (*Thomas* und *Alther* 1966, p. 241) bzw. 2 bis 20 ppm (*Oelschlaeger* und *Moser* 1969). Sie ist auch in immissionsfreien Gebieten von zahlreichen Faktoren abhängig wie Pflanzenart, Probenahme (Ort in Baumkrone, Jahreszeit), Bodentyp oder F-Gehalt des Bodens (Löslichkeit bzw. Verfügbarkeit der F-Komponente für Wurzeln). Daher ist die F-Aufnahme und Verteilung in der Pflanze noch immer kontrovers. So hatte bereits *Halbwachs* (1963) nachgewiesen, dass die Nekrotisierung der Blattränder (bei Abwesenheit von Immissionen) auf die Akkumulation von Schadstoffen zurückzuführen ist, welche mit dem Transpirationsstrom zum Blattrand transportiert werden. Kurz darauf stellten *Garber et al.* (1967) fest: «Der überhöhte Fluorspiegel der auf diesen [F-verseuchten] Böden im Gewächshaus gezogenen Buschbohnen kann als Beweis dafür gelten, dass fluorhaltige Luftverunreinigungen nicht nur direkt über die oberirdischen Pflanzenteile, sondern auch indirekt über den Boden auf die Pflanzen einwirken.» Auch *Häni* (1975), *Keller* (1975) und andere wiesen F-Aufnahme und F-Transport mit dem Transpirationsstrom nach. *Chang* (1975) zeigte, dass Wurzeln sehr hohe F-Gehalte aufweisen können. Davon wurden in jungen Fichten allerdings höchstens 5% in Sprossteile hinauf verfrachtet (*Keller* 1980). In einer viel beachteten Übersicht hatte *Weinstein* (1977) gefolgert, dass die Ablagerung fluorhaltiger Luftverunreinigungen auf den Boden wenig oder keine Auswirkung auf den F-Gehalt der Pflanze habe. Und *Kühnert et al.* (1991) vertreten die Ansicht, radikuläre Barrieren würden den Ferntransport von aus dem Boden aufgenommenem F weitgehend verhindern, so dass kein relevanter Fluoridanteil in die oberirdischen Pflanzenteile gelange. In aktiven F-Immissionsgebieten dürfte der F-Gehalt der Sprossteile sicher zum grössten Teil auf die Luftverunreinigung zurückzuführen sein, doch darf die (relativ geringe) Zufuhr aus dem Boden gerade bei Waldbäumen wohl kaum ver-

nachlässigt werden, ganz besonders, wenn eine F-Emissionsquelle stillgelegt wird. Dies mögen Laubanalysen belegen (Durchschnitt von jeweils denselben vier Laubbäumen, ungewaschenes Laub, August-Ernte), welche in dem von F-Immissionen am stärksten belasteten Teil des «Heimeholz» durchgeführt wurden (*Keller* 1994) *(Tabelle 1)*.

Tabelle 1. Fluorgehalte im Laub derselben Laubbäume in einigen Jahren mit unterschiedlichen Emissionen durch die Aluhütte. 1991 war die Produktion gedrosselt, 1992 und 1993 ganz eingestellt.

Jahr	*1987*	*1988*	*1989*	*1990*	*1991*	*1992*	*1993*
ppm F, x	257	285	372	305	194	24	28
%	100	111	145	119	76	9	11

Diese Zahlen zeigen sehr schön, dass seit der Einstellung der F-Emissionen durch die Hütte der F-Gehalt des Laubes auf etwa 1/10 des 1987 gemessenen Wertes zurückgegangen ist. Dieser Wert liegt jedoch noch immer leicht über der vorher erwähnten «Norm». Vergleichbare «Nullproben» der Gegend besitzen heute sogar weniger als 10 ppm F. Der erhöhte Gehalt ist daher vermutlich auf die Aufnahme aus dem Boden (relativ hoher Gehalt an wasserlöslichem F), eventuell auch auf die Mobilisierung von F in Speichergeweben, zurückzuführen.

3. Material und Methodik

Dieser Versuch wurde begonnen, bevor bekannt war, dass die Aluminiumproduktion aufhören, bzw. die F-Emission eingestellt würde.

F-verseuchter Oberboden (0 bis 20 cm) aus einem Buchenbestand rund 500 m östlich der Aluhütte wurde im Oktober 1990 in einen Pflanzgarten verbracht, der im «immissionsfreien» Gebiet ausserhalb der Hauptwindrichtung von der Aluhütte liegt. Mit diesem Boden wurden 50 cm breite und 30 cm tiefe Gräben aufgefüllt. Dieser Boden sowie der Pflanzgartenboden dazwischen («N-Boden») werden in *Tabelle 2* charakterisiert.

In diese beiden Bodenarten wurden im Herbst 1990 möglichst homogen ausgelesene zweijährige Sämlinge von Fichte (*Picea abies* L. Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) gesetzt und ein oder zwei Vegetationsperioden wachsen gelassen (Ernte 1991 bzw. 1992). Die Pflanzung eines zweiten Satzes Sämlinge (für die Ernte im Herbst 1993) erfolgte im Herbst 1991. Um eine Kontamination der Sämlinge mit F aus der Erde durch von Regentropfen aufgewirbelte Spritzer zu vermeiden, wurde der Boden nach dem Setzen mit Laub, nach einem Jahr zusätzlich mit einer 5 cm dicken Kompostschicht gemulcht. Nach

ein bzw. zwei Jahren in F-freier Luft wurden die Sämlinge im Oktober (vor Herbstverfärbung des Laubes) wieder ausgegraben und gewaschen. Nach dem Messen der Sprosslänge bzw. der Länge der Jahrestriebe (nur Fichte) wurden die Pflanzen zerlegt. Laub und Nadeln wurden nochmals mit Leitungswasser sorgfältig abgespritzt. Wurzeln, Triebachsen und Laub wurden bei 65 °C getrocknet und gewogen. Laub bzw. Nadeln wurden pulverfein gemahlen. Die F-Bestimmung erfolgte nach der Standardmethode Levaggi/Oyung mit einer F-sensitiven Elektrode. Die Nährstoff- und Metallbestimmung wurde mit ICP-Atomabsorption vorgenommen.

Tabelle 2. Bodeneigenschaften.

Eigenschaft	*N-Boden*[1]	*F-Boden*[1]
sandiger Lehm	ja	ja
Feinerde mit freiem Kalk («schäumt» mit HCl)	ja	nein
organische Substanz	>5 %	>5 %
Ton	10–20 %	10–20 %
Schluff	≥50 %	<50 %
pH (in Ca Cl_2)	6,8	6,3
F-Gehalt		
$F_{Tot.}$ Herbst 90	212 ppm	458 ppm
Herbst 93	275 ppm	355 ppm
$F_{lösl.}$ Herbst 90	11 ppm	114 ppm
Herbst 93	1 ppm	8 ppm

[1] Bedeutung vgl. Tabelle 3.

Die Überprüfung der statistischen Signifikanz der Unterschiede erfolgte mit dem u-Test nach Wilcoxon, Mann & Whitney (*Sachs* 1969). Für die Wachstumsbestimmungen diente jede einzelne der 16 Pflanzen pro Behandlung als Wiederholung (16 Wiederholungen), wogegen für die chemischen Analysen jeweils Laub einiger Pflanzen zusammengenommen werden musste (vier bis fünf Wiederholungen).

4. Ergebnisse

4.1 Die F-Aufnahme durch die Sämlinge

Wie aus *Tabelle 3* hervorgeht, zeigten die Pflanzen sowohl nach einem wie auch nach zwei Jahren im F-belasteten Boden deutlich erhöhte F-Werte, ganz besonders die Fichte, welche den F-Gehalt der Nadeln beinahe verdoppelte. (Die Pflanzengrösse war im ersten Jahr zu klein, als dass für die gewählte statistische Bewertung Material für genügend Wiederholungen verfügbar

gewesen wäre.) Die Analysen zeigen somit deutlich, dass im untersuchten F-belasteten Boden eine erhöhte F-Aufnahme durch die Wurzeln und nachfolgend mit dem Transpirationsstrom eine Verfrachtung in die Blätter und Nadeln erfolgt.

Tabelle 3. F-Gehalt der Assimilationsorgane (ppm) der Sämlinge, die während einer bzw. zwei Vegetationsperioden in normalem Pflanzgartenboden (N-Boden) bzw. in F-belastetem Boden (F-Boden) gewachsen waren.

	Vegetationsperiode	*N-Boden*	*F-Boden*	*stat. sig.*[1]
Fichte (einjährige Nadeln)				
nach 1 Jahr	1991	8,90 ± 0,03	16,78 ± 0,55	–
nach 2 Jahren	1991 + 92	4,27 ± 0,72	8,24 ± 1,72	**
	1992 + 93	6,08 ± 1,02	6,78 ± 0,70	n.s.
zweijährige Nadeln	1990 + 91	20,5 ± 0,92	37,0 ± 8,4	–
	1992 + 93	14,4 ± 2,41	18,0 ± 1,46	–
Buche				
nach 1 Jahr	1991	13,84 ± 0,19	15,16 ± 0,94	–
nach 2 Jahren	1991 + 92	4,90 ± 1,04	7,91 ± 2,89	**
	1992 + 93	10,78 ± 3,45	13,22 ± 4,26	n.s.

[1] – : nicht bestimmt (da zu wenig Material für mindestens 5 Wiederholungen)
n.s.: nicht signifikant
** : $P \leq 0{,}01$

Der Umstand verdient jedoch Beachtung, dass für die einjährigen Assimilationsorgane die F-Konzentrationen auch im zweiten Jahr tiefer lagen als die für Viehfutter als giftig erachteten 30 bis 50 ppm (*Thomas* und *Alther* 1966). Damit wären diese Pflanzen als Äsung für das Wild nicht giftig. (Die zweijährigen Fichtennadeln erreichten allerdings im Herbst 1991 den giftigen Bereich, sofern sie nicht vorzeitig abfielen.) Der 1974 von der amerikanischen *NAS* festgelegte Toxizitätsgrenzwert von 40 ppm für Tierfutter ist heute allerdings umstritten (*Anon.* 1987).

4.2 Die Wuchsleistung der Sämlinge

4.2.1 Fichte

Tabelle 4 ist zu entnehmen, dass die Wuchsleistung der Fichte im F-belasteten Boden vor allem in den beiden ersten Versuchsjahren 1991 und 1992 deutlich gehemmt war. Dies betrifft besonders das Wurzelgewicht und das Wurzelprozent, d.h. den Anteil der Wurzel am Gesamtgewicht der Pflanze. Ähnlich wie das Trockengewicht (TG) verhielt sich auch das Längenwachstum. Die Endhöhe nach dem ersten Jahr war 1991 nicht signifikant beeinflusst, da vermutlich die im Vorjahr angelegten Speicherstoffe den F-Einfluss über-

trafen. Beim zweijährigen Wachstum fällt auf, dass das Wuchsjahr 1993 zu völlig andern Resultaten führte als 1992. Dieser Unterschied, der sich vor allem im Höhenzuwachs des zweiten Jahres spiegelte, wird noch zu diskutieren sein, umsomehr als er sich sogar als Wuchsstimulation äusserte.

Tabelle 4. Wuchsleistung der Fichtensämlinge.

	Vegetationsperiode	*N-Boden*	*F-Boden*	*stat. sig.*[1]
Spross-TG, g	1991	0,34 ± 0,15	0,27 ± 0,09	n.s.
	1991 + 92	5,78 ± 3,83	3,14 ± 2,25	**
	1992 + 93	12,14 ± 3,08	12,97 ± 5,76	n.s.
Wurzel-TG, g	1991	0,49 ± 0,20	0,32 ± 0,15	*
	1991 + 92	3,59 ± 1,56	1,93 ± 0,71	**
	1992 + 93	5,38 ± 1,79	4,91 ± 2,03	n.s.
Wurzel %, 1. Jahr	1991	59,3 ± 7,41	53,4 ± 5,19	*
2. Jahr	1992	40,3 ± 7,00	37,7 ± 4,61	n.s.
2. Jahr	1993	32,1 ± 4,28	28,0 ± 4,44	*
Endhöhe, cm, 1. Jahr	1991	14,1 ± 3,7	13,0 ± 4,2	n.s.
	1992	17,9 ± 3,1	15,3 ± 4,6	*
2. Jahr	1992	29,6 ± 9,9	19,6 ± 4,3	***
	1993	45,5 ± 9,7	54,3 ± 12,2	*
Zuwachs 2. Jahr, cm	1992	15,5 ± 7,3	6,7 ± 1,9	***
g/cm	1992	0,25 ± 0,10	0,22 ± 0,11	n.s.
cm	1993	26,7 ± 8,3	39,0 ± 8,5	***
g/cm	1993	0,29 ± 0,08	0,24 ± 0,07	**

[1] n.s.: nicht signifikant
** $P \leq 0{,}01$
* $P \leq 0{,}05$
*** $P \leq 0{,}001$

4.2.2 Buche

Im Gegensatz zur Fichte zeigte die Buche in allen Jahren eine deutliche Wuchshemmung im F-belasteten Boden, die allerdings 1992 statistisch nicht signifikant war (wohl aber 1993). In *Tabelle 5* sind Spross-Trockengewicht und Endhöhe nach zwei Jahren aufgeführt. Angesichts der vielen Zwiesel wurde die Endhöhe erst nach der zweiten Vegetationsperiode erfasst, nachdem sich einer der Höhentriebe durchgesetzt hatte. Das Wurzel-Trockengewicht wurde bei dieser Art wegen der stark ausgebildeten Pfahlwurzel weggelassen. Diese wuchs zum Teil bereits im ersten Jahr unter die F-verseuchte Bodenschicht hinunter, wogegen die feinen Faserwurzeln, welche im Versuchsboden blieben, wenig ins Gewicht fielen. Dementsprechend wurde auch darauf verzichtet, das Wurzelprozent zu bestimmen.

Tabelle 5. Wuchsleistung der Buchensämlinge.

	Vegetationsperiode	*N-Boden*	*F-Boden*	*stat. sig.*[1]
Spross-TG, g	1991	2,84 ± 0,65	1,89 ± 0,61	*
	1991 + 92	10,48 ± 4,16	8,99 ± 4,78	n.s.
	1992 + 93	22,24 ± 10,96	15,89 ± 8,33	*
Endhöhe, 2. Jahr, cm	1992 (+ 91)	56,6 ± 16,7	46,5 ± 14,4	n.s.
	1993 (+ 92)	78,4 ± 18,6	63,0 ± 16,2	*

[1] n.s.: nicht signifikant * $P \leq 0{,}05$

4.3 Die Nährstoff- und Metallgehalte im Laub

Das verminderte Wachstum der Sämlinge, sowohl bezüglich Länge als auch Gewicht, rief natürlich sofort der Frage, ob allenfalls Nährstoffmangel statt Fluorgiftigkeit diese negative Auswirkung habe. Angesichts der Mulchung mit Komposterde und der normalgrünen Farbe der Assimilationsorgane war ein Nährstoffmangel zwar nicht zu erwarten. Die Literatur enthält jedoch manch widersprüchliche Resultate über einen Zusammenhang zwischen Nährstoffversorgung und F-Folgen. So weisen z.B. *Garrec et al.* (1977) darauf hin, dass F möglicherweise Nährstoffmangel, besonders von Mn und Mg, hervorrufe, entweder durch Störung des Transports oder durch Inaktivierung von Metallionen.

Tabelle 6. Verschiedene Elementkonzentrationen (Ernte Herbst 1992, je 4 Proben).

Element	*Fichte*			*Buche*		
	Nullprobe	*F-Boden*	Δ, %[1]	*Nullprobe*	*F-Boden*	Δ, %[1]
F, ppm	6,1 ± 1,0	6,8 ± 0,7	+ 11,5	4,9 ± 1,0	7,9 ± 2,9	+ 61,2
K, %	0,76 ± 0,03	0,65 ± 0,06	− 14,5	0,59 ± 0,02	0,54 ± 0,03	− 8,5
Ca, %	1,80 ± 0,05	1,72 ± 0,12	− 4,5	1,25 ± 0,08	1,22 ± 0,08	− 2,5
Mg, %	0,11 ± 0,01	0,12 ± 0,01	+ 9,0	0,17 ± 0,01	0,17 ± 0,02	± 0
P, %	0,27 ± 0,02	0,26 ± 0,00	+ 4,0	0,16 ± 0,00	0,15 ± 0,01	− 6,5
B, ppm	12,1 ± 3,9	19,0 ± 4,7	+ 56,8	28,1 ± 1,1	30,6 ± 3,7	+ 8,8
Al, ppm	83 ± 10,3	219 ± 52,2	+ 164,0	174 ± 65,7	232 ± 47,7	+ 33,5
Cu, ppm	5,8 ± 0,7	6,6 ± 0,3	+ 13,3	5,9 ± 1,0	6,8 ± 0,5	+ 15,8
Fe, ppm	167 ± 4,8	309 ± 63,7	+ 85,0	261 ± 67,3	318 ± 45,4	+ 22,0
Mn, ppm	46 ± 7,9	93 ± 15,6	+ 102,0	29 ± 4,1	50 ± 10,7	+ 72,5
Zn, ppm	20,8 ± 1,3	35,3 ± 6,4	+ 69,5	38,3 ± 4,8	49,5 ± 8,2	+ 29,0
Na, ppm	14,6 ± 4,5	24,7 ± 6,4	+ 68,7	39,8 ± 3,1	45,4 ± 6,0	+ 14,2
Pb, ppm	2,68 ± 0,21	4,47 ± 1,47	+ 66,8	1,94 ± 0,20	3,11 ± 0,82	+ 60,3

[1] Nullprobe = 100 %

In der Folge wurden die Blätter (bzw. 1/2jährige Fichtennadeln) nicht nur auf ihre F-, sondern auch zahlreiche andere Elementkonzentrationen untersucht (leider liegen die Analysen der 93er-Ernte noch nicht vor). Angesichts der normalgrünen Farbe der Sämlinge wurde auf die N-Bestimmung verzichtet. In *Tabelle 6* sind die Konzentrationen von 12 zusätzlichen Elementen (nebst F) in den beiden Arten zusammengestellt (Ernte Herbst 1992, ungewaschen, je 4 Mischproben). Daraus geht hervor:

1. Die Ernährung ist im allgemeinen als ausreichend zu erachten. Einzig die K-Konzentrationen liegen nach *Bergmann* (1986) niedrig, weil im kalkreichen Boden vermutlich ein Ca/K-Antagonismus vorliegt. Die tiefen K-Werte sind jedoch nicht auf eine F-Wirkung zurückzuführen, da auch die Werte der Nullproben tief liegen.
2. Die meisten Elementkonzentrationen werden bei beiden Arten (ganz besonders aber bei Fichte) durch das F im Boden erhöht.

5. Diskussion

Tabelle 2 zeigt eindeutig, dass die jungen Forstpflanzen aus dem F-belasteten Boden vermehrt F aufnahmen. Diese erhöhte Aufnahme war 1992 bei beiden Arten sogar statistisch gut gesichert. Auch wenn die Sicherung 1993 entfiel, so blieb der Trend erhalten. Vermutlich trugen zwei Gründe dazu bei:

1. Nach drei Jahren war die Konzentration an wasserlöslichem (also pflanzenaufnehmbarem) F im Boden drastisch abgefallen (vgl. *Tabelle 2*). Möglicherweise wuschen die Niederschläge einen Teil davon unter die Wurzelzone hinab. Zudem ist zu berücksichtigen, dass die Sämlinge (Fi vor allem im zweiten Jahr) mit ihren Wurzeln zum Teil aus dem mit F belasteten Boden hinauswuchsen.
2. 1993 war ein niederschlagsreiches Jahr, welches das Wachstum stimulierte. Das erhöhte Angebot an Kohlehydraten dürfte die F-Konzentration durch Verdünnung herabgesetzt haben. Denn die F-Aufnahme/Fichtenpflanze, berechnet aus F-Konzentration und Sprosstrockengewicht, lag bei den Pflanzen im F-Boden um 19 % höher. Dies belegt wohl, dass das F-Angebot im Boden noch immer erhöht war.

Sehr wahrscheinlich bewirkte die vermutlich nur teilweise erfolgende F-Auswaschung bei guter Ernährung, dass das Sprossgewicht der Fichte 1993 nicht mehr beeinträchtigt war. Das Längenwachstum zeigte sogar eine Stimulierung, welche bei näherem Hinsehen allerdings als unerwünscht einzuschätzen ist, weil das Streckungswachstum auf Kosten der Zellwandstärke erfolgte. Eine Wuchsstimulierung durch F wurde übrigens wiederholt festgestellt (vgl. Review von *Weinstein* 1977). So beobachteten *Treshow et al.* (1967), dass sich

die erste toxische Wirkung des F als «Gigantismus» mit verlängerten Nadeln usw. auswirken kann, wogegen erhöhte Gifteinwirkungen zu Wuchsdepressionen führen. Die Triebverlängerung bewirkt dünnere Zellwände, was sich im verminderten Gewicht/Länge signifikant ausdrückte (vgl. *Tabelle 4*). Damit sinkt die Standfestigkeit, macht anfälliger für Nassschnee und ist daher forstlich unerwünscht, umsomehr als in allen Jahren stets auch das Wurzelprozent (das Wurzel/Spross-Verhältnis) herabgesetzt wurde. Das Wachstum der Buche dagegen war in allen drei Jahren vermindert, sowohl bezüglich Länge als auch Gewicht. Dies widerspiegelt die unterschiedliche Reaktion verschiedener Arten.

Der von *Garrec et al.* (1977) postulierte F-induzierte Mangel an Mg und Mn konnte von uns nicht bestätigt werden. Vielmehr wurden die meisten der untersuchten Elementkonzentrationen erhöht. Dies könnte mit einem verstärkten Humusabbau erklärt werden, welcher zahlreiche Elemente freisetzt. *Polomski et al.* (1979) haben nämlich festgestellt, dass F einen substantiellen Auswaschungsverlust an organischem Material induziert. Zusammen mit diesem organischen Material erscheinen auch grössere Mengen von Al und Fe in der Bodenlösung. Die Zahlen von *Tabelle 6* lassen vermuten, dass auch verschiedene andere Elemente durch F freigesetzt und für Pflanzenwurzeln aufnehmbar werden. Über Jahre hinweg wäre dann allerdings mit einer Verarmung des Oberbodens zu rechnen, welche zu Ernährungsmängeln führen könnte.

6. Folgerungen

1. Junge Forstpflanzen (Buche, Fichte), welche im Forstpflanzgarten in F-belastetem Boden (erhöhter Gehalt an wasserlöslichem F) nachgezogen wurden, zeigen deutlich gesteigerte F-Konzentrationen im Laub (*Tabelle 3),* auch wenn diese noch im «normalen» Bereich blieben.
2. Wie aus *Tabelle 4* ersichtlich ist, kann dadurch jedoch das Wuchsverhalten von Jungpflanzen beeinflusst werden. Dies betrifft sowohl die Höhen- wie die Gewichtszunahme. Diese Zahlen belegen eindeutig das Vorliegen von «Altlasten» im Bereich dieser Aluhütte, da die während Jahrzehnten von den Baumkronen ausgefilterten und mit Regen und Laubfall in den Boden gelangten F-Immissionen auch nach der Einstellung der Aluproduktion noch mehrere Jahre lang negativ auf die Forstpflanzen wirken. Bei der Fichte war meist auch das Wurzelprozent signifikant vermindert. Die geringere Wuchsleistung der Sämlinge im F-Boden war in unseren Versuchen nicht auf einen Nährstoffmangel zurückzuführen.
3. Das Ungleichgewicht zwischen Wurzel und Spross kann eine physiologische Schwächung bewirken. Das verminderte Wurzelwachstum führt zu

einer schwächeren Verankerung im Boden (erhöhte Sturmgefährdung bei Altbäumen) und kann zudem eine verminderte Aufnahme von Wasser und Nährstoffen zur Folge haben. Dies kann sich besonders negativ auswirken in Trockenzeiten oder wenn eine Wuchsstimulation auftritt.

4. Das Ungleichgewicht der Elementaufnahme aus dem Boden widerspiegelt sich in *Tabelle 6* (besonders bei Fichte), welche eine gewaltig gesteigerte Metallionen-Aufnahme zeigt (potentielle Gefahr einer Al-Vergiftung).

Zusammenfassung

Während die negative Wirkung von F-Immissionen schon jahrzehntelang eindeutig belegt ist, ist eine allfällige Nachwirkung solcher Immissionen, welche von den Baumkronen ausgefiltert werden und mit Niederschlägen und Laubfall in den Boden gelangen, nach wie vor umstritten, solange von Auge leicht erkennbare Schadsymptome an den betroffenen Pflanzen fehlen (vgl. Kapitel 2: Literaturübersicht). Angesichts der Widersprüche und des Mangels an Untersuchungen mit einheimischen Baumarten wurde im Raume Rheinfelden ein Feldversuch durchgeführt. In einem Pflanzgarten mit F-freier Luft wurden Buchen- und Fichtensämlinge entweder in Gartenböden oder in F-belastete Walderde aus der Nähe der Aluhütte gesetzt und nach ein bzw. zwei Vegetationsperioden geerntet.

Die Resultate zeigen, dass die Pflanzen im F-belasteten Boden (vermehrt wasserlösliches F!) deutlich gesteigerte F-Konzentrationen im Laub aufweisen *(Tabelle 2)*. Selbst wenn diese noch im «normalen» Bereich (<20 ppm F) bleiben, können Trieblänge oder Spross- und Wurzelgewicht vermindert werden (*Tabelle 3* und *4*). F-induzierter Nährstoffmangel konnte ausgeschlossen werden. Nach der Vegetationsperiode 1993 war der Höhenzuwachs der Fichte sogar «stimuliert». Dies erwies sich jedoch als eine Art unerwünschter «Gigantismus», indem das vermehrte Streckungswachstum zulasten der Wandstärke der Zellen ging, wodurch die Standfestigkeit (bei Nassschnee und dergleichen) abnimmt. Auch das Ungleichgewicht zwischen Wurzel und Spross kann eine physiologische Schwächung bewirken (relativ geringere Aufnahme von Wasser und Nährstoffen; bei Altbäumen ist erhöhte Sturmgefährdung möglich). Eine veränderte Elementaufnahme (vor allem vermehrte Aufnahme von Metallionen) geht aus *Tabelle 5* hervor.

All diese Befunde belegen das Vorliegen von «Altlasten» durch die früher erfolgten F-Emissionen der Aluhütte. Diese dürften noch während einiger Zeit im Nahbereich der Hütte negativ auf den Wald nachwirken.

Résumé

Est-ce que le fluor édaphique présente un danger potentiel après la fermeture d'une usine d'aluminium?

Les effets négatifs des immissions fluorées sont depuis longtemps clairement établis. Ces immissions, filtrées par la couronne des arbres, s'accumulent dans le sol suite au lavage des feuilles par les pluies et à la défeuillaison des arbres. Par contre, la controverse subsiste quant à savoir si ces immissions ont des répercussions néfastes sur les plantes, notamment si ces dernières ne présentent pas de symptômes visibles sur les feuilles.

Vu les différends et le manque de recherches sur les arbres indigènes, un essai en champ a été réalisé dans la région de Rheinfelden. Dans une pépinière exempte de fluor atmosphérique, des plants de hêtre et d'épicéa ont été mis en terre soit dans un sol de jardin, soit dans un sol forestier originaire d'une région contaminée par le fluor d'une usine d'aluminium. Les plants ont été récoltés après une ou deux périodes de végétation.

Les résultats montrent que les plantes provenant du sol pollué (plus riche en fluor soluble) présentent une concentration en fluor dans les feuilles notablement plus élevée *(tabelle 2)*. Même si ces résultats restent dans les limites «normales» (<20 ppm F), la longueur des pousses, le poids des rameaux et des racines sont réduits *(tabelles 3* et *4)*. Une carence en éléments nutritifs induite par le fluor peut être exclue. Après la période de végétation de 1993, la croissance des épicéas a même été «stimulée». Ceci révèle une sorte de «gigantisme» non-désiré alors qu'augmente la croissance longitudinale des cellules au détriment de la résistance des parois cellulaires diminuant ainsi la stabilité (par neige mouillée, etc.). De même le déséquilibre entre les racines et les pousses peut provoquer une faiblesse physiologique (une absorption relativement plus faible en eau et en éléments nutritifs; une plus grande sensibilité aux tempêtes pour les arbres âgés). Un changement dans l'absorption d'éléments nutritifs est apparu (surtout une augmentation en ions métalliques; *tabelle 5)*.

Tous ces résultats confirment l'existence d'un danger potentiel dû aux anciennes émissions fluorées de l'usine d'aluminium. Celui-ci va agir négativement durant encore un certain temps sur l'environnement forestier proche de l'usine.

Anon., 1987: Continuing controversy over dietary fluoride tolerance for dairy cattle. Editorial in Fluoride *20:* 101–103.

Bergmann, W., 1986: Farbatlas Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Fischer, Jena, 306 pp.

Bovay, E.; Zuber, R., 1974: Beitrag zur Kenntnis der Probleme der Fluorakkumulation in Knochen und Harn von Milchkühen aus der Umgebung eines Aluminiumwerkes. Schweiz. landwirtsch. Forschung *13:* 369–380.

Chang, C. W., 1975: Fluorides. In: *Mudd, J. B.; Kozlowski, T. T.* (eds.). Responses of Plants to Air Pollution. p. 57–95. Acad. Press, New York – San Francisco – London.

Dässler, H. G., 1991: Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. 4. Aufl., Fischer, Jena, 266 pp.

Drurey, J. S. et al., 1980: Reviews of the Environmental Effects of Pollutants. IX. Fluoride. ORNL/EIS–85, EPA–600/1–78–050. Natl. Tech. Info. Service, Springfield Va., 441 pp.

Ferlin, P.; Flühler, H.; Polomski, Janina, 1982: Immissionsbedingte Fluorbelastung eines Föhrenstandortes im unteren Pfynwald. Schweiz. Z. Forstwes. *133:* 139–157.

Garber, K., 1976: Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. Borntraeger, Berlin-Nikolassee.

Garber, K.; Guderian, R.; Stratmann, H., 1967: Untersuchungen über die Aufnahme von Fluor aus dem Boden durch Pflanzen. Qual. Plant. Mat. Veget. *14:* 223–236.

Garrec, J. P.; Plebin, R.; Lhoste, A. M., 1977: Influence du fluor sur la composition minerale d'aiguilles polluées de sapin. Environ. Pollut. *13:* 159–167.

Gericke, S.; Kurmies, B., 1955: Fluorgehalt und Fluoraufnahme von Kulturpflanzen. Phosphorsäure 15: 50–63.

Gisiger, L., 1966: Über die Fluorfestlegung im Boden. Landwirtsch. Forschung *19:* 77–85.

Häni, H., 1975: Wechselwirkungen von Fluorid mit einem mineralischen, illithaltigen Boden und Veränderungen in den darauf wachsenden Maispflanzen. Schweiz. landwirtsch. Forschung *14:* 189–201.

Halbwachs, G., 1963: Untersuchungen über gerichtete, aktive Strömungen und Stofftransporte im Blatt. Flora *153:* 333–357.

Hansen, D. E.; Wiebe, H. H.; Throne, W., 1958: Air pollution with relation to agronomic crops. VII. Fluoride uptake from soil. Agronom. J. *50:* 565–568.

Keller, Th., 1975: Zur Fluortranslokation von Waldbäumen. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. *51:* 335–356.

Keller, Th., 1980: The simultaneous effect of soil-borne NaF and air pollutant SO_2 on CO_2-uptake and pollutant accumulation. Oecologia *44:* 283–285.

Keller, Th., 1994: Rund um die Fluorschäden im Wald im Raume von Rheinfelden, insbesondere am «Heimeholz» der Ortsbürgergemeinde Rheinfelden. Interner Bericht, Birmensdorf.

Kühnert, M.; Halbwachs, G.; Wimmer, R., 1991: Immissionsökologische Studie über die Belastung der Vegetation durch Fluoride in der Umgebung von Fluoremittenten. 2. Zwischenbericht. Zentrum f. Umwelt- und Naturschutz, Wien, 62 pp.

LARANA, 1991: Zusatzuntersuchung bezüglich Fluor-Belastung Heimeholz (Rheinfelden), Gutachten, Sissach, 19 pp.

NAS (Natl. Academy of Sciences), 1971: Biologic effects of atmospheric pollutants. Fluorides. p. 77–132. Washington, D.C.

NAS, 1974: Effects of fluorides in animals. p. 1–70. Washington, D.C.

Oelschlaeger, W.; Moser, E., 1969: Das Ausmass der Fluorschädigung bei Pflanzen durch gasförmiges Fluor in Abhängigkeit von Umweltfaktoren sowie durch staubförmiges Fluor und durch Düngung. Staub – Reinhalt. Luft *29:* 377–379.

Oelschlaeger, W.; Moser, E.; Schenkel, H., 1991: Emissionsunabhängige Fluorbelastung von Böden. Staub-Reinhalt. Luft *51:* 379–382.

Polomski, Janina; Flühler, H.; Blaser, P., 1979: Fluorinduzierte Degradierung des Bodens. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29: 525–532.

Polomski, Janina; Flühler, H.; Blaser, P., 1980: Behavior of airborne fluorides in soils. p. 246 in: Proc. Symp. Effects of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW–43, Berkeley Ca.

Polomski, Janina; Flühler, H.; Blaser, P., 1981: Kontamination des Bodens durch Fluorimmissionen. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. *57:* 479–499.

Polomski, Janina; Flühler, H.; Blaser, P., 1982: Accumulation of airborne fluoride in soils. J. Environment. Qual. *11:* 457–461.
Sachs, E., 1969: Statistische Auswertungsmethoden. Springer, Berlin.
Thomas, M. D.; Alther, E. W., 1966: The effects of fluoride on plants. In: Handbook of Experimental Pharmacology, chapter 5, vol. 20: 231–306. Springer, Berlin.
Treshow, M.; Anderson, F. K.; Harner, F., 1967: Responses of Douglas fir to elevated atmospheric fluorides. Forest Science *13:* 114–120.
VSBo, 1986: Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo) vom 9. Juni 1986. BA Umweltschutz, Bern.
Weinstein, L., 1977: Fluoride and plant life. J. occup. medic. *19:* 49–78.

Dank

Wir danken all den Helfern, welche diese Untersuchung ermöglichten, insbesondere der Stadtforstverwaltung Rheinfelden für die Feldarbeiten, Herrn Shariat-Madari (FAC Liebefeld) für die Analysen und der WSL Birmensdorf für infrastrukturelle Leistungen sowie die Bodenbeurteilung durch Herrn Dr. P. Lüscher.

Verfasser:
Dr. Theo Keller, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf.
Dr. Felix Lüscher, Stadtforstverwaltung, CH-4310 Rheinfelden.
François Contat, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, CH-3097 Liebefeld-Bern.