Immissionsbedingte Fluorbelastung eines Föhrenstandortes im unteren Pfynwald

Autor(en): **Ferlin, P. / Flühler, H, / Polomski, J.**

Objekttyp: **Article**

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

Band (Jahr): **133 (1982)**

Heft 2

PDF erstellt am: **16.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-764891

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Immissionsbedingte Fluorbelastung eines Föhrenstandortes im unteren Pfynwald

Von *P. Ferlin, H. Flühler* und *J. Polomski*
(Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, CH-8903 Birmensdorf) Oxf.: 425.1

Einleitung und Fragestellung

Der Einfluss fluorhaltiger Luftverunreinigungen auf Pflanzen ist in der Literatur gut dokumentiert *(Weinstein,* 1977). Am meisten Beachtung fanden die Auswirkungen der emittierten Fluorverbindungen auf Pflanzen, Tiere und auf den Menschen. Der quantitative Aspekt dieser Umweltbelastung wurde bisher kaum beachtet. Es ist nicht klar, wo und in welchem Umfang diese Luftverunreinigungen deponiert werden und was – langfristig gesehen – mit ihnen geschieht.

In der vorliegenden Arbeit versuchen wir anhand einer im Immissionsbereich der Aluminiumhütte Chippis gelegenen Waldparzelle im Unteren Pfynwald (Sierre, Wallis), den Umsatz des Immissionsstoffes Fluor mengenmässig zu erfassen und die Frage nach dem Verbleib der ausgestossenen Fluormengen zu beantworten. Es werden Anhaltspunkte dafür gegeben, wie hoch der Fluoreintrag heute ist, welche Fluormengen in der Vegetation und welche im Boden eingelagert wurden, was uns schliesslich zu der Frage führt, ob bereits heute ein Fluoraustrag aus dem Wurzelraum dieses Standortes beobachtet werden kann.

Es geht letztlich um die Frage, ob der Ein- und Austrag dieses Schadstoffes heute, nach einer 73jährigen Immissionsgeschichte, schon ein «Gleichgewicht» erreicht hat oder ob die Fluorakkumulation bei fortgesetzter Belastung weiter fortschreitet. Die Antwort auf diese Frage ist entscheidend, wenn man die «Belastbarkeit» des Waldes in dieser Region beurteilen will.

Obwohl wir lediglich Grössenordnungen angeben können, erachten wir die gefundenen Resultate als Diskussionsgrundlage dennoch sinnvoll; dies um so mehr, als vergleichbare Literaturangaben zu diesem Thema weitgehend fehlen.

Fluoremission aus den Aluminiumhütten

Die Aluminiumhütten in Steg, Chippis und Martigny sind die Hauptemittenten von Fluorverbindungen im Wallis. Die Aluminiumproduktion und dementsprechend auch die Fluoremissionen der drei Hütten sind sehr verschieden (Tabelle 1).

Tabelle 1. Aluminiumproduktion und Fluoremissionen der Aluminiumhütten im Wallis.

Hütte	Al-Produktion t Al · Jahr^{-1}	F-Emission in die Atmosphäre 1976 t F · Jahr^{-1}		F-Emissionsgrenzwerte ab 1982 t F · Jahr^{-1}	
Martigny	10 000[1]	Fgas	3[2]	Ftotal	22[4]
		Fstaub	43		
Chippis	28 000[1]	Fgas	68[3]	Ftotal	110[4]
		Fstaub	118		
Steg	48 000[1]	Fgas	11[3]	Ftotal	72[4]
		Fstaub	176		
	86 000		419		204

1 Vom Walliser Département de l'économie publique beschlossene Höchstproduktionsziffern (Nouvelliste 1. 8. 80)
2 Geschätzter Wert (aufgrund der technisch ähnlichen Konzeption wie Steg)
3 Bericht Alusuisse 1977
4 Vom Walliser Département de l'économie publique beschlossene Höchstemissionswerte ab 1. 1. 82 (Nouvelliste 1. 8. 80)

Die Hütten in Martigny und Chippis begannen mit der Aluminiumproduktion 1908, die Hütte in Steg 1962. Die seit Inbetriebnahme der Hütten bis heute produzierte Menge Rohaluminium beläuft sich auf etwa zwei Millionen Tonnen. Rechnen wir mit der 1973 gültigen mittleren Fluoremissionsrate von 5,5 kg F_{total} pro Tonne erzeugtes Aluminium, erhalten wir für den Zeitraum seit Produktionsbeginn einen Gesamtausstoss an gas- und staubförmigen Fluoriden[1] in die Atmosphäre von rund 11 000 Tonnen. Wir sind uns bewusst, dass Angaben dieser Art nicht unbestritten bleiben werden. Die Schätzungen sind unseres Erachtens jedoch eher konservativ. Tatsächlich dürfte die von 1908 bis heute emittierte Fluormenge einiges grösser sein, da in Martigny und Chippis zu Beginn der Produktion keine Filteranlagen installiert waren.

[1] Fluorwasserstoff (HF), Aluminiumfluorid (AlF_3), Kryolith (Na_3AlF_6), Chiolith ($Na_5Al_3F_{14}$), CaF_2, NaF, SiF_4 und andere mehr.

Die untersuchte Waldparzelle

Das untersuchte Waldgebiet befindet sich 1,75 km NNE der Aluminiumhütte Chippis, angrenzend an das Areal des TCS-Campingplatzes im «Forêt de Finges» (Landeskarte 1 : 25 000, Blatt 1287 «Sierre»: 609300 / 127100). Es wurden zwei verhältnismässig kleine Parzellen untersucht (zwei und sechs Aren). Beide sind in ihrer Erscheinungsform typisch für viele der ertragsarmen Bestände im Pfynwald. Der Bestand setzt sich mehrheitlich aus etwa 40 bis 60jährigen Föhren *(Pinus silvestris* L.*)* zusammen. Die Oberhöhe beträgt lediglich 9 bis 10 Meter. Der Kronenraum ist aufgelichtet. Die Kronen sind schirmförmig. Die Nadeln sind kurz. Durchschnittlich finden sich zwei bis drei Nadeljahrgänge am Trieb. Die zwei- und dreijährigen Nadeln weisen vereinzelt Nadelspitzennekrosen auf (Tabelle 2).

Tabelle 2. Waldbauliche Kenngrössen des untersuchten Föhrenbestandes (Erhebung 1978)

		Parzelle A	Parzelle B
Baumzahl/ha		1200	2100
Mittlere Baumhöhe		7,5 m	5,0 m
V / G	Derbholz	3,1	1,6
	Reisig	2,8	3,3
Vorrat	Derbholz	67 m^3/ha	44 m^3/ha
	Reisig	61 m^3/ha	90 m^3/ha
Alter		40 – 70 Jahre	30 – 50 Jahre

Alle Angaben in diesem Bericht gelten für obige beiden Untersuchungsobjekte. Quantitative Extrapolationen sind zwangsläufig nicht mehr als Schätzungen.

Entstehung des Immissionsstoffes Fluor

Bei der industriellen Aluminiumherstellung wird Tonerde (Al_2O_3) elektrolytisch zu metallischem Aluminium reduziert. Reine Tonerde, welche aus dem Mineral Bauxit gewonnen wird, hat einen Schmelzpunkt von rund 2050 °C. Durch Zugabe des Flussmittels Kryolith (Na_3AlF_6) und Aluminiumfluorid (AlF_3) lässt sich der Schmelzpunkt auf 950 bis 980 °C erniedrigen. Das während der Elektrolyse frei werdende Ofenabgas (CO_2 + CO) reichert sich beim Durchgang durch die Schmelze mit $NaAlF_4$, dem leichtest flüchtigen anwesenden Fluorid an. Das auf diese Weise aus dem Bad ausgetragene $NaAlF_4$ zersetzt sich beim Abkühlen unter Bildung von staub- und gasförmigen Fluoriden. Pro Tonne erzeugtes Aluminium entstehen etwa acht Kilo-

gramm staubförmiges und ebensoviel gasförmiges Fluorid. Nassfilter (Dachsprühanlagen) können bei optimaler Wartung 30 bis 50 % der staubförmigen und 90 bis 95 % der gasförmigen Fluorverunreinigungen aus der Hallenabluft entfernen. (Alle Angaben: Bericht Alusuisse).

Räumliche Ausbreitung der Fluoremissionen

Die Ausbreitung von Luftverunreinigungen hängt hauptsächlich von den topographischen und meteorologischen Gegebenheiten des Immissionsgebietes ab. Verbindet man auf einer Karte Punkte gleicher Fluorkonzentrationen in Föhrennadeln (Isolinien), dann erhält man ein Verteilungsmuster, welches die Fluorbelastung der näheren und weiteren Umgebung der Alumi-

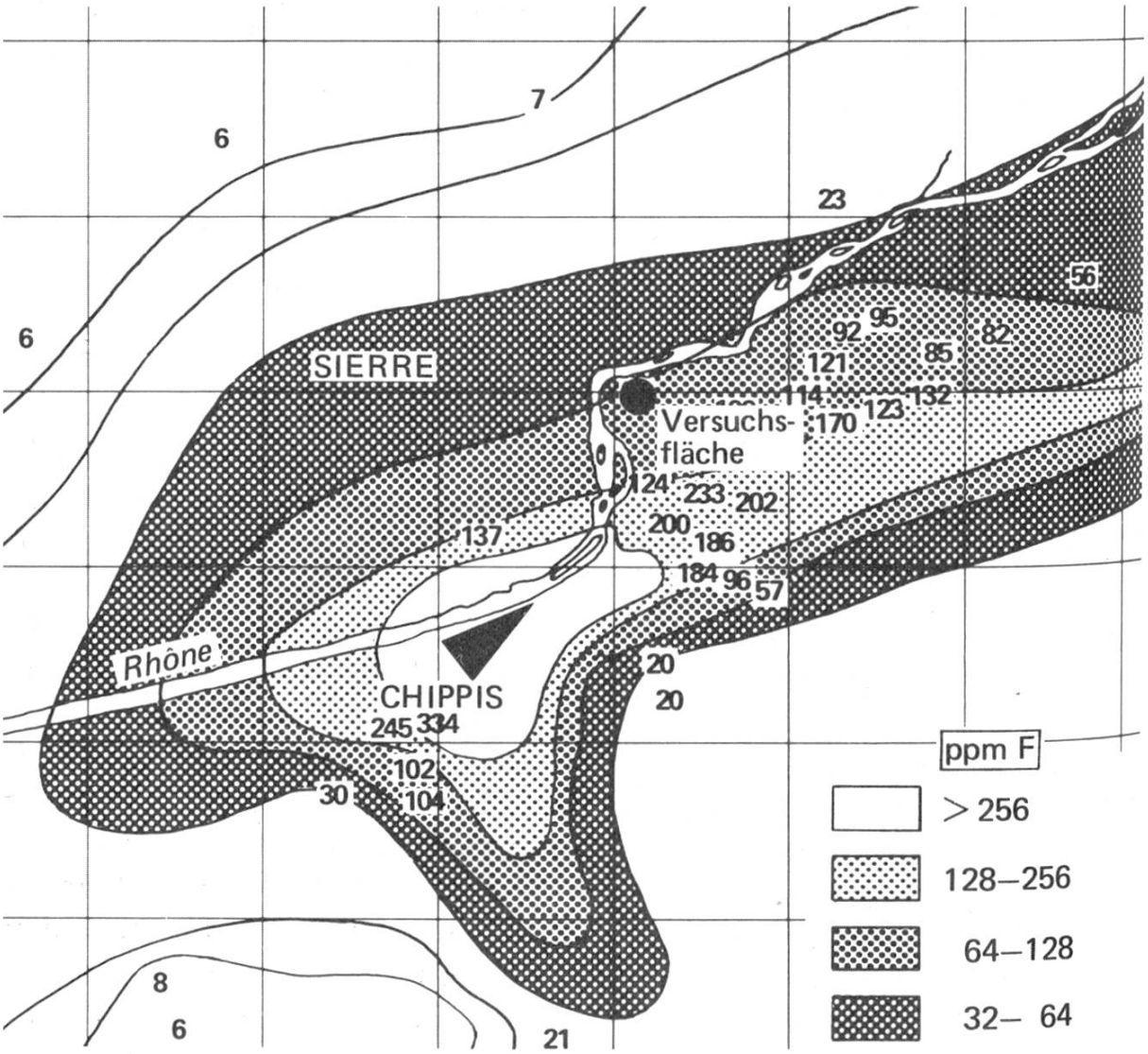

Abbildung 1. Fluorgehalte von Föhrennadeln am Ende der ersten Vegetationsperiode i Raume Chippis (Flühler et al., 1981) (Nadeljahrgang 1977, Probeentnahme Nov. 1977).

niumfabriken spiegelt. (*Flühler* et al., 1981). Wie Abbildung 1 zeigt, können mit dieser Methode verschiedene «Belastungszonen» unterschieden werden. Unsere Versuchsfläche liegt in der Belastungszone 64 bis 128 ppm F^- (ppm = parts per million = μg Fluor pro Gramm Nadeltrockengewicht). Zum Vergleich: der entsprechende Gehalt von Föhrennadelproben aus immissionsfreien Gebieten liegt meistens unterhalb 10 ppm F^-.

Der Verlauf der Fluor-Isolinien wird zur Hauptsache durch die vorherrschenden bodennahen Winde bestimmt. In der beobachteten Fläche wurden Windstärke und Richtung während zweier Jahre (Mai 1979 bis März 1981) aufgezeichnet. Das daraus errechnete Diagramm ist in Abbildung 2 dargestellt. Im Mittel ergeben sich für die Versuchsfläche folgende Windverhältnisse:

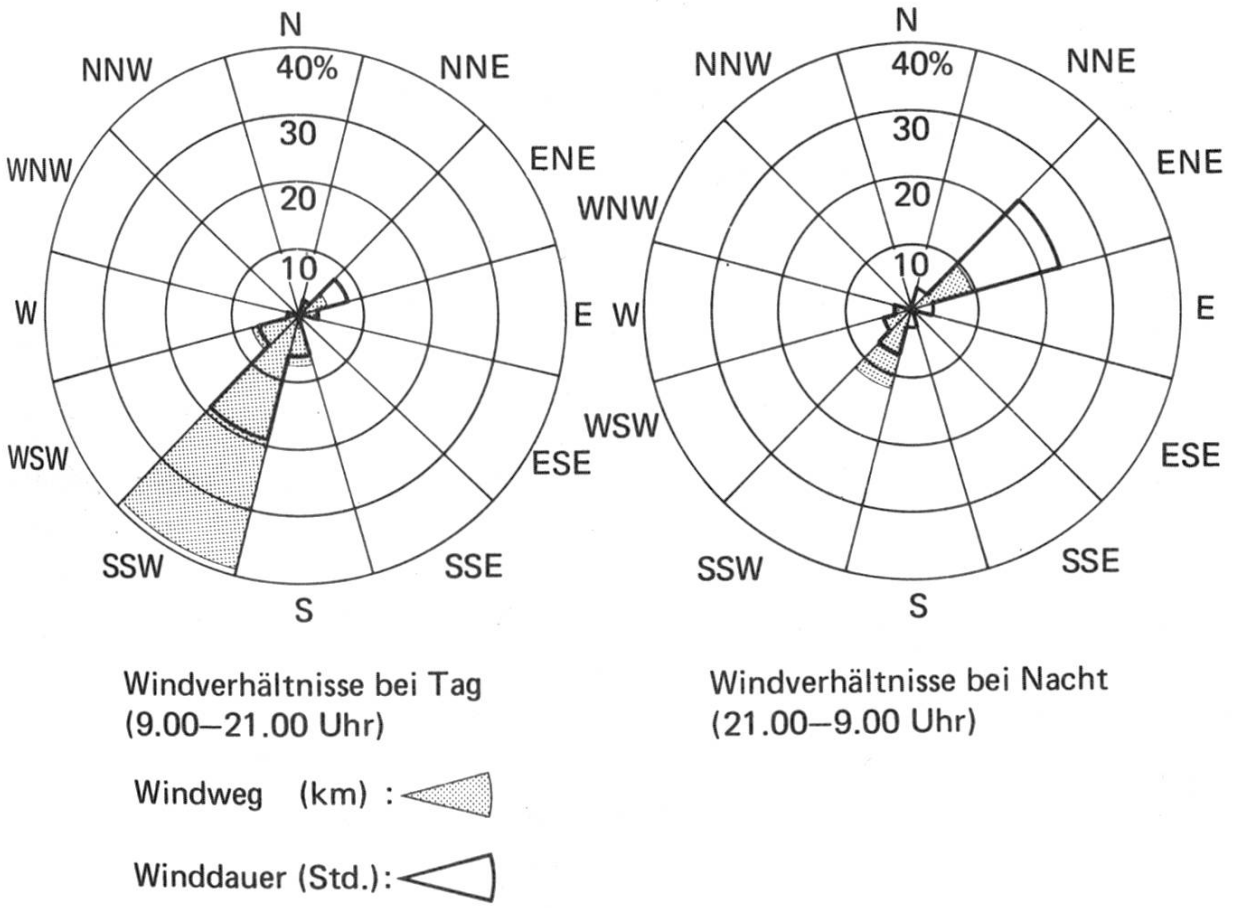

Abbildung 2. Windweg und Bewindungsdauer am Versuchsstandort (Durchschnittswerte Mai 1979 bis März 1981).

– Tagsüber weht der Wind während durchschnittlich 4,6 Stunden mit einer mittleren Windgeschwindigkeit von 18,3 km · h^{-1} aus SSW. Dies sind 39,2 Prozent des Gesamtwindweges.[2] (Punktierte Fläche)

[2] Produkt aus der mittleren Windgeschwindigkeit an diesem Ort (9,0 km · h^{-1}) mal Beobachtungsdauer (678 Tage).

– Während der Nacht weht der Wind während durchschnittlich 5,5 Stunden mit einer mittleren Windgeschwindigkeit von 3,7 km · h^{-1} aus ENE (entsprechend 9,5 Prozent des Gesamtwindweges) und während 1,6 Stunden mit 16,3 km · h^{-1} aus SSW (11,9 Prozent des Gesamtwindweges).

Der Anteil der SSW-Winde am Gesamtwindweg von 146 544 km beläuft sich auf über fünfzig Prozent. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 18 km · h^{-1} und Spitzenwerten (ohne Böen) bis zu 46 km · h^{-1} handelt es sich um kräftige, aus der Richtung des Fluoremittenten talaufwärts wehende Winde. Eine Gefährdung der Vegetation durch Fluorimmissionen ist damit gegeben, um so mehr, als das Gelände SSW exponiert ist.

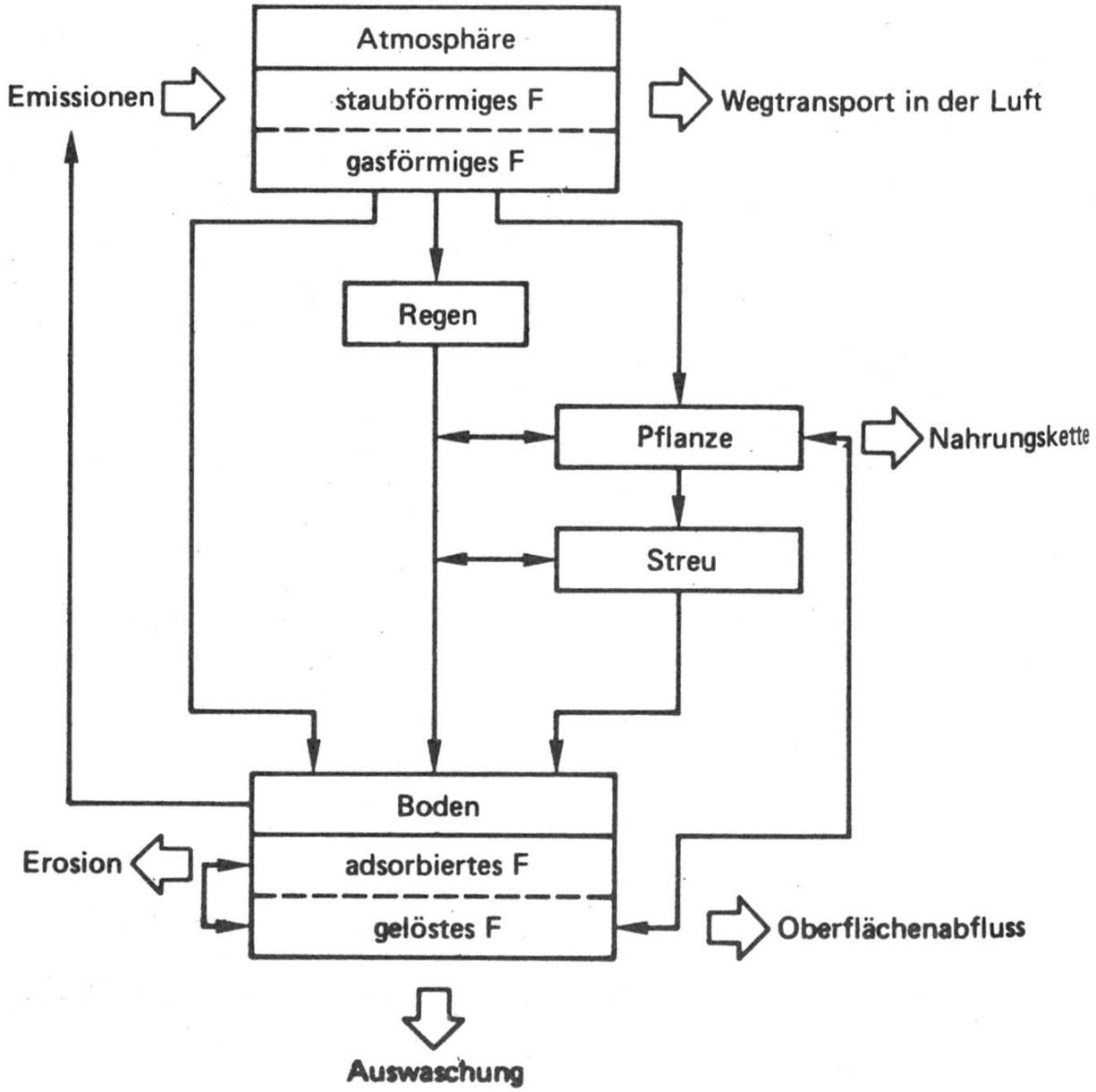

Abbildung 3. Ausbreitungswege des Immissionsstoffes Fluor von der Atmosphäre bis in den Boden (Flühler et al., 1979).

Schätzung des Fluoreintrages in die Versuchsfläche

In Abbildung 3 sind schematisch die Ausbreitungswege dargestellt, auf denen ein Teil der Fluorverbindungen aus der Atmosphäre in die Vegetationsdecke und in den Boden gelangen und auf denen sie den Standort wieder verlassen können.

Der Fluoreintrag in den Boden lässt sich auf vier verschiedenen Wegen verfolgen:

- Sedimentation der Staubpartikel; Adsorption der Gase an der Bodenoberfläche;
- Niederschlag, der sich an Partikeln bildet oder Partikel und Gase einfängt;
- Adsorption an und Auswaschung aus Pflanzen (Filterwirkung des Waldes);
- zu Boden fallende, fluorkontaminierte Streu;

Im folgenden haben wir versucht, die Grössenordnung des Fluoreintrages abzuschätzen.

Fluoreintrag über die Niederschläge

In den Jahren 1974 – 1978 wurde in der Umgebung von Steg und Chippis mittels Bergerhoff-Auffanggefässen Regenwasser gesammelt und der Fluoridgehalt nach Belcher mit Alizarin-Komplexan photometrisch bestimmt.[3]

Die für unsere Versuchsfläche repräsentativen Messstellen weisen im Mittel der Jahre 1974 – 1978 einen Fluoreintrag mit den Niederschlägen in der Grössenordnung von 650 mg $F^- \cdot m^{-2} \cdot Jahr^{-1}$ auf.

Der Fluoreintrag über die Niederschläge nimmt mit zunehmender Entfernung von der Fabrik ab. Parallel dazu sinken auch die Fluorgehalte in den Föhrennadeln. In der Abbildung 4 ist dieser Zusammenhang graphisch dargestellt.

Wenn hier vom Fluoreintrag über die Niederschläge die Rede ist, darf nicht ausser acht gelassen werden, dass in den Bergerhoff-Messungen auch jene fluorhaltigen, wasserlöslichen Stäube enthalten sind, welche in regenfreien Perioden durch Sedimentation in die Auffanggefässe gelangten. Die Fluorwerte der Bergerhoff-Messungen umfassen demzufolge sowohl den Fluoreintrag über die Sedimentation als auch den reinen Niederschlagseintrag.

[3] Die Bergerhoff-Daten wurden uns freundlicherweise von Herrn A. Poretti, Direktor der Walliser Werke der Schweizerischen Aluminium AG, zur Verfügung gestellt.

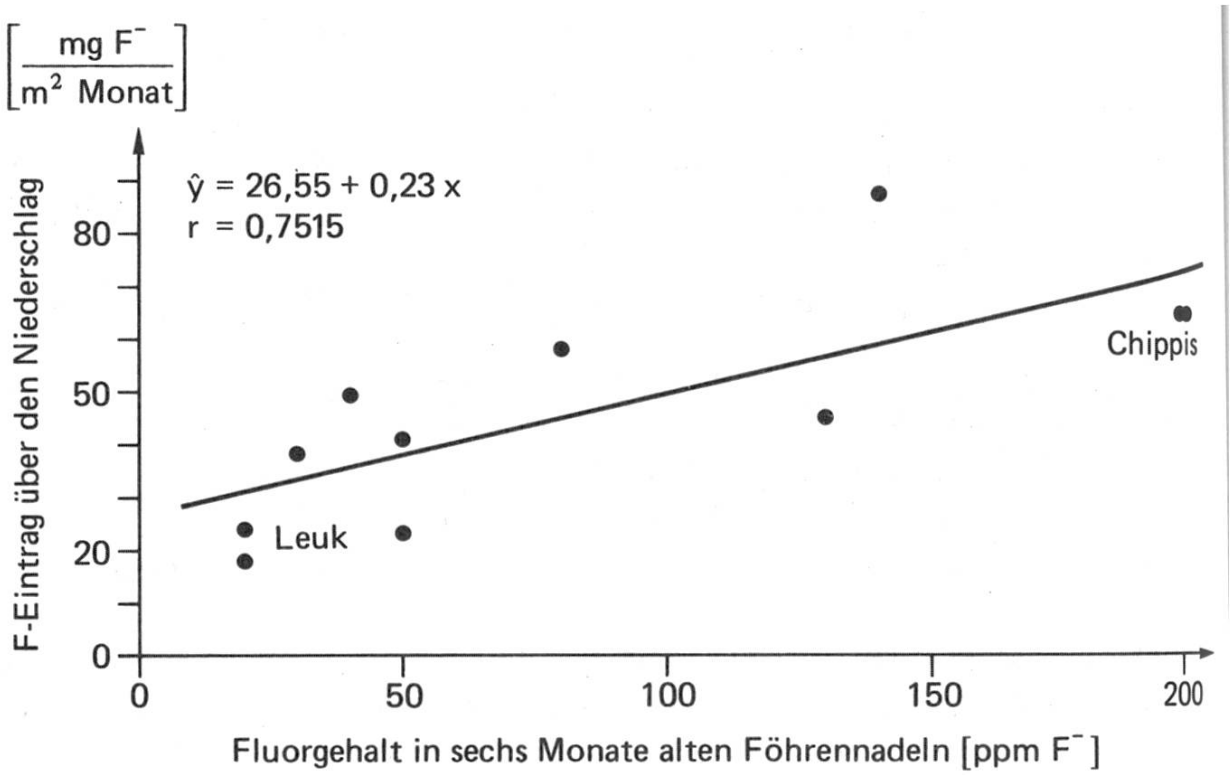

Abbildung 4. Zusammenhang zwischen dem Fluoreintrag über den Niederschlag (Mittel 1974–78) und dem Fluorgehalt sechs Monate alter Föhrennadeln (Nadeljahrgang 1977).

Fluoreintrag mit der Streu

Nach *Aussenac* (1969) finden sich in 100 Gramm Streu der Waldföhre (Trockengewicht) neben anderem 73,3 g Nadeln, 9,4 g Borke und 8,4 g Reisig. Um die Grössenordnung der jährlich anfallenden Nadelstreu in der Versuchsfläche zu ermitteln, haben wir während zwei aufeinanderfolgenden Jahren (1979–80) vier rechteckige Auffangbehälter mit je 0,25 m² Querschnittsfläche aufgestellt. Jeweils im November wurden die Behälter geleert und das Trockengewicht und die Fluorkonzentration der Nadeln bestimmt (Tabelle 3).

Tabelle 3. Jährliche Nadelstreumenge und daraus resultierender Fluoreintrag in den Boden.

Messperiode	Nadelstreu[1]	F^--Konz.	F^--Eintrag in den Boden
	$g \cdot m^{-2}$	ppm F^-	mg $F^- \cdot m^{-2} \cdot Jahr^{-1}$
1978/79	330 (240–480)	195 (141–279)	64 (34–134)
1979/80	350 (180–410)	131 (109–151)	46 (20– 60)
$\bar{x}$	340 (180–480)	163 (109–279)	55 (20–134)

[1] Trockengewicht (65 °C)

Das Trockengewicht der anfallenden Nadelstreu lag je nach Standort des Auffangbehälters und Jahr zwischen 180 und 480 g · m^{-2} · $Jahr^{-1}$. Die Durchschnittswerte waren mit 330, beziehungsweise 350 g · m^{-2} · $Jahr^{-1}$ in beiden Jahren auffallend konstant. Die Fluorkonzentrationen in den abgefallenen Nadeln bewegten sich zwischen 109 und 279 ppm, was einem möglichen Fluoreintrag in den Boden zwischen 20 und 134 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$ entspricht.

In Anlehnung an die Prozentangaben von Aussenac beträgt in unserem Fall der Borken- und Reisiganteil an der Gesamtstreu je zwischen 20 und 60 g · m^{-2} · $Jahr^{-1}$. Die Fluorkonzentration in der Borke bestimmten wir mit durchschnittlich 91 ppm, jene des Astreisigs mit 13 ppm. Der mögliche Fluoreintrag der Borke liegt demzufolge zwischen 1,8 und 5,5 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$, jener des Astreisigs zwischen 0,3 und 0,8 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$, ist also unbedeutend (wenige Prozente).

Der Anteil der mit rund 100 ppm stark fluorkontaminierten, jedoch spärlichen Bodenflora am Fluoreintrag ist vermutlich ebenfalls gering.

Insgesamt schätzen wir den Fluoreintrag über die abgestorbenen Pflanzenteile grössenordnungsmässig auf rund 100 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$, wobei die Streuung des Mittelwertes etwa 60 % des Mittelwertes beträgt!

Gesamter Fluoreintrag in die Versuchsfläche

Gemäss Tabelle 1 können wir im Wallis die jährliche Fluoremission der drei Aluminiumhütten in die Atmosphäre auf rund 420 Tonnen veranschlagen, wobei sich dieser Wert bei Einhaltung der ab 1. 1. 1982 gültigen Emissionsgrenzwerte in naher Zukunft auf etwa die Hälfte verringern dürfte. Die von den Emissionen betroffene Fläche im Rhonetal wird von *Scherrer* et al. (1979) mit 430 km^2 angegeben. Für die gesamte Talschaft ergibt sich somit ein durchschnittlicher Fluoreintrag von knapp 1000 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$ (500 mg F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$ ab 1982). Die in der unmittelbaren Umgebung einer Aluminiumhütte sowohl im Boden als auch in den Pflanzen im Vergleich zum übrigen Wallis stark erhöhten Fluorgehalte weisen jedoch darauf hin, dass der Fluoreintrag in der Nähe einer Aluminiumhütte um einiges grösser sein muss als der obengenannte Durchschnittswert (Abbildung 5).

Addieren wir den Niederschlagseintrag und den Streueintrag, erhalten wir für unsere fabriknah gelegene Versuchsfläche jedoch einen Fluoreintrag, der unter dem oben errechneten weiträumigen Durchschnittswert liegt!

Polomski et al. (1981) haben am gleichen Standort den Fluoreintrag in Bodensäulen gemessen. Gemäss diesen Messungen betrug der Fluoreintrag während eines Jahres (Nov. 1978 – Nov. 1979) 7 (±3,5) g F^- · m^{-2} · $Jahr^{-1}$, also das Drei- bis Zehnfache des erwähnten Durchschnittswertes. Für den Fehlbetrag zwischen den im Freiland vorgenommenen Berger-

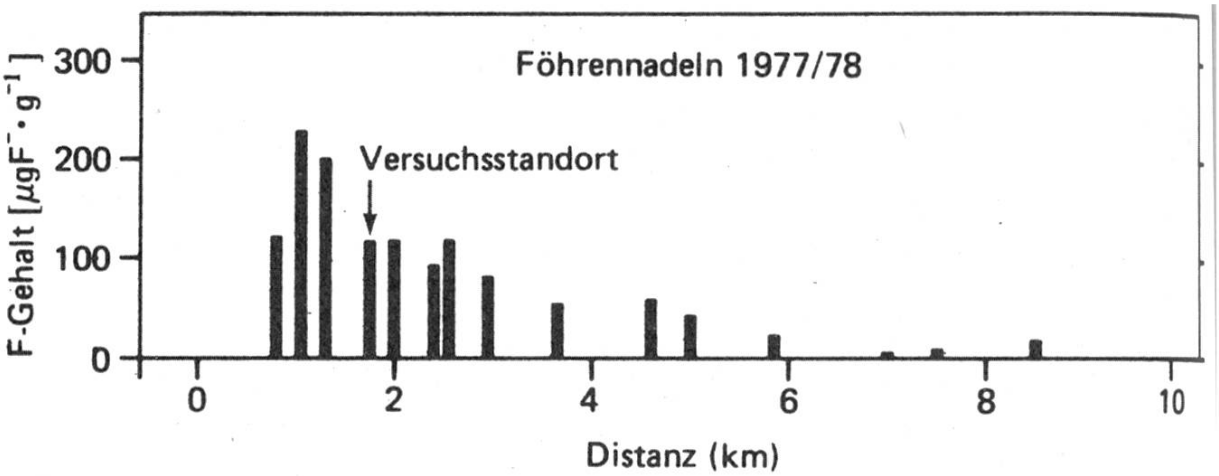

Abbildung 5. Fluorkonzentration von Föhrennadeln in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle (Polomski et al., 1981) (Nadeljahrgang 1977, Probeentnahme Nov. 1977).

hoff-Messungen und unseren im Waldbestand ausgeführten Eintragsmessungen ist einerseits sicher die erwiesenermassen hohe Staubfilterwirkung des Waldes verantwortlich, welche bewirkt, dass die Sedimentation von Staubteilchen über Waldbeständen um ein Vielfaches grösser ist als über benachbartem Freiland *(Keller,* 1971). Andererseits absorbiert möglicherweise die Bodenoberfläche Fluorpartikel in weit grösserem Ausmass, als es die Gefässe der Bergerhoff-Messanordnung vermögen. Und nicht zuletzt kann unser Schätzwert nur die Grössenordnung des Fluoreintrages zeigen, da er lediglich auf zwei Wiederholungen beruht. Die Diskrepanz zwischen diesen zum Teil recht aufwendigen Messungen zeigt deutlich, dass der «Fluorhaushalt am Standort» genauer erfasst werden sollte.

Fluorgehalt der Föhren

Wie im vorhergehenden Abschnitt bereits erwähnt, führt die grosse Blatt- beziehungsweise Nadeloberfläche von Waldbäumen dazu, dass erhebliche Mengen an gas- und vor allem staubförmigen Luftverunreinigungen aus der Umgebungsluft ausgefiltert werden. Diese Stofffracht wird damit nicht eliminiert, sondern in verschiedenen «Standortskompartimenten» eingelagert. Darunter verstehen wir beispielsweise Nadeln, Bodenvegetation, Ober- und Unterboden. Am untersuchten Standort haben wir die Fluorgehalte der wichtigsten Kompartimente ermittelt.

Abbildung 6 zeigt die grosse Bandbreite der vorkommenden Fluorkonzentrationen. Diese liegen zwischen drei und tausend ppm. Lediglich der totale Fluorgehalt des Bodens zeigt Werte über 500 ppm. In den Föhren bewegen sich die gemessenen Konzentrationen im Bereich unterhalb 200 ppm.

Bei den Föhren finden sich die höchsten Konzentrationen in den Nadeln. Dabei weisen die älteren Nadeljahrgänge höhere Fluorkonzentratio-

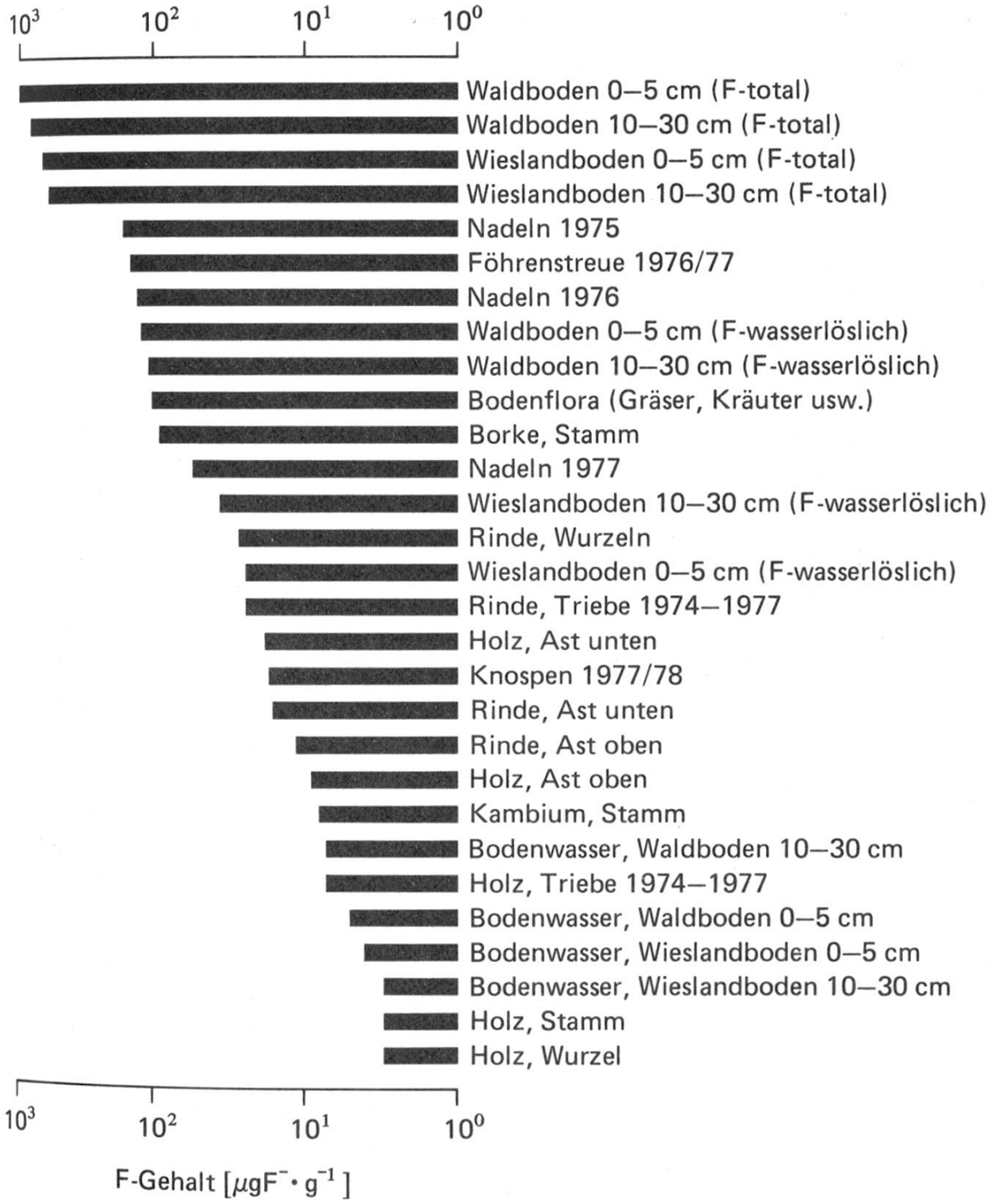

Abbildung 6. Fluorgehalte der einzelnen Kompartimente am Versuchsstandort (Probeentnahmen 1978).

nen auf als die jüngeren (Tabelle 4). Föhrennadeln akkumulieren Fluor. Infolge der auswaschenden Wirkung der Niederschläge verläuft die Akkumulation nicht kontinuierlich. Im Pfynwald wiesen die Nadeln des Jahrgangs 1977 kurz nach dem Austrieb im Mai den geringsten Fluorgehalt auf. In den folgenden (niederschlagsarmen) Monaten stieg der Gehalt, erreichte Ende September einen Maximalwert und sank während der niederschlagsreichen

Tabelle 4. Fluorgehalt verschiedener Nadeljahrgänge derselben Föhre am Versuchsstandort. (Probenahme: November 1977)

Nadeljahrgang	Fluorgehalt ($\mu gF^- \cdot g^{-1}$)
1974	216,9
1975	156,4
1976	122,7
1977	52,4

Monate Oktober und November auf ein Niveau ab, das etwa dem zweifachen Ausgangswert entspricht (Abbildung 7).

Bei der Fluorgehaltsbestimmung von Föhrennadeln (und auch anderer Vegetationsteile) muss daher der Zeitpunkt der Probenahme sorgfältig gewählt werden. Neben der Jahreszeit und dem Nadeljahrgang spielt vor allem der Niederschlagsverlauf an der Entnahmestelle eine entscheidende Rolle.

Die Fluorverteilung innerhalb der Baumkrone ist infolge der Filterwirkung der Nadeln ungleichmässig. Auf der dem Wind zugekehrten Seite sind die Fluorgehalte der Nadeln grösser als auf der windabgekehrten Seite. An vier Föhren wurde die Fluorkonzentration in den Nadeln der verschiedenen Kronenteile für die drei vorhandenen Nadeljahrgänge bestimmt. In Abbildung 8 sind die Mittelwerte der einzelnen Nadeljahrgänge als Nullprozentkreis aufgetragen. Die prozentuale Abweichung davon in den einzelnen Kronenpartien wird durch den Rand der schraffierten Fläche dargestellt. Fluor reichert sich vor allem auf der windzugekehrten Seite im oberen Kronenbereich an, während diagonal dazu das untere Kronendrittel auf der windabgekehrten Seite die geringsten Konzentrationen aufweist. Bildet man für die einzelnen Nadeljahrgänge die Summe der Abweichungsprozente (Δ%), stellt man fest, dass die einjährigen Nadeln die dargestellte exzentrische Fluorverteilung am deutlichsten ausweisen, während die Fluorgehalte der dreijährigen Nadeln auf beiden Seiten der Krone praktisch gleich sind (Tabelle 5).

Tabelle 5. Abweichung des Fluorgehaltes der Föhrennadeln in den verschiedenen Kronenpartien eines Baumes vom Mittelwert.
(Δ% bezeichnet die Differenz zwischen Luv und Lee in der entsprechenden Kronenpartie)

	1jährige N.		2jährige N.		3jährige N.	
Kronenpartie	%	Δ%	%	Δ%	%	Δ%
Luv[a)] oben	+11	18	+11	8	+5	0
Lee[a)] oben	− 7		+ 3		+5	
Luv Mitte	+13	25	0	7	+1	2
Lee Mitte	−12		− 7		−1	
Luv unten	− 4	4	+ 2	9	−8	3
Lee unten	− 8		− 7		−5	
Σ Δ%		47		24		5

a) Luv: dem Wind zugekehrte Seite
Lee: dem Wind abgekehrte Seite

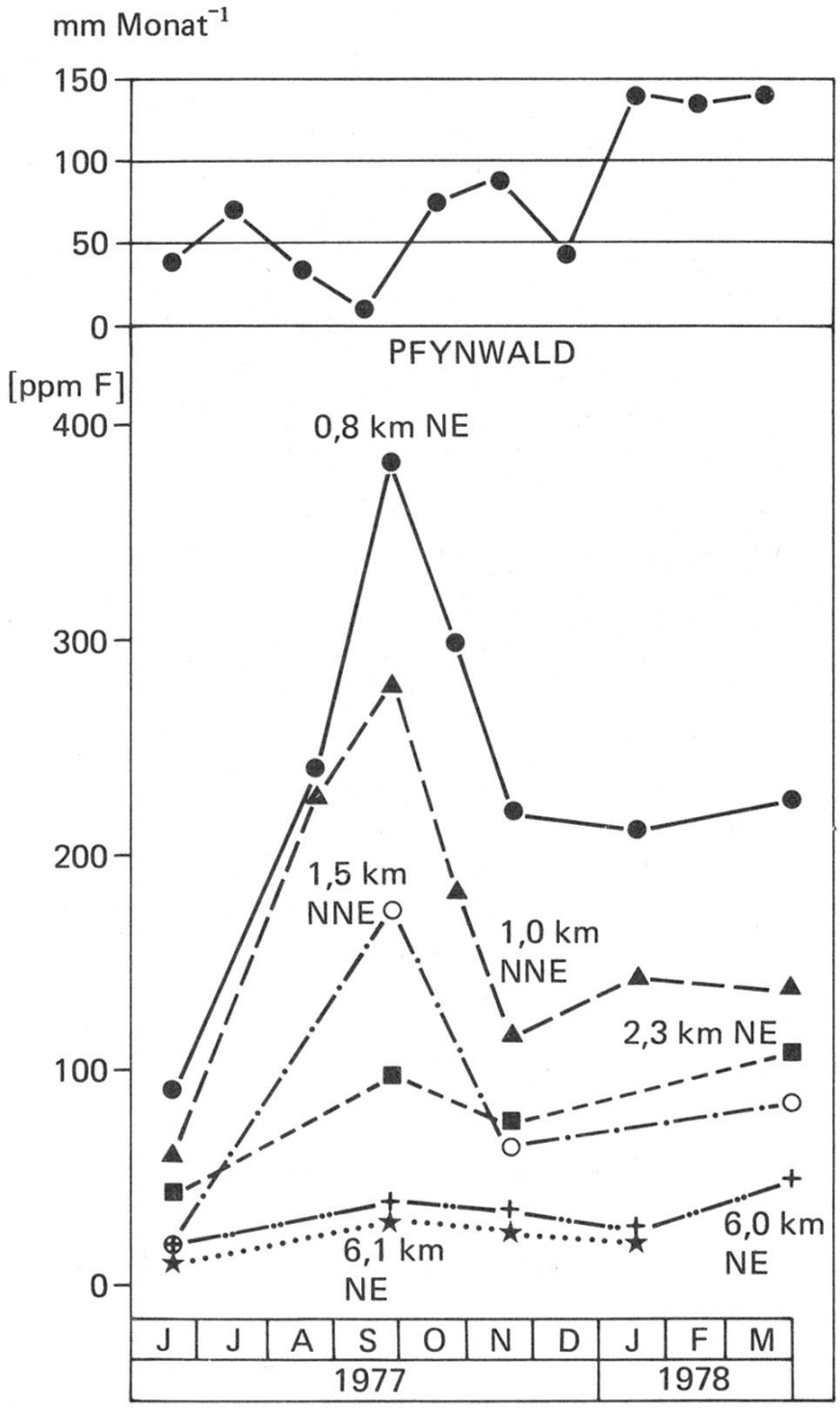

Abbildung 7. Niederschlag (MZA Sierre; Monatswerte) und Verlauf der Fluorakkumulation im Nadeljahrgang 1977 (nach Flühler et al. 1981, ergänzt).

Die niedrigsten Fluorkonzentrationen fanden wir im Holzteil des Stammes und der Wurzel. Etwas höhere Konzentrationen wiesen der Holzteil der benadelten Triebe und der Äste auf. Die Konzentrationen sind hier vergleichbar mit derjenigen des Bodenwassers in der Wurzelzone. Noch höhere Werte fanden wir – ausser in den Nadeln – nur noch in der Rinde, und hier vor allem an deren Oberfläche, der Borke. Es handelt sich hier mit grosser Wahrscheinlichkeit um angelagerte fluorhaltige Stäube.

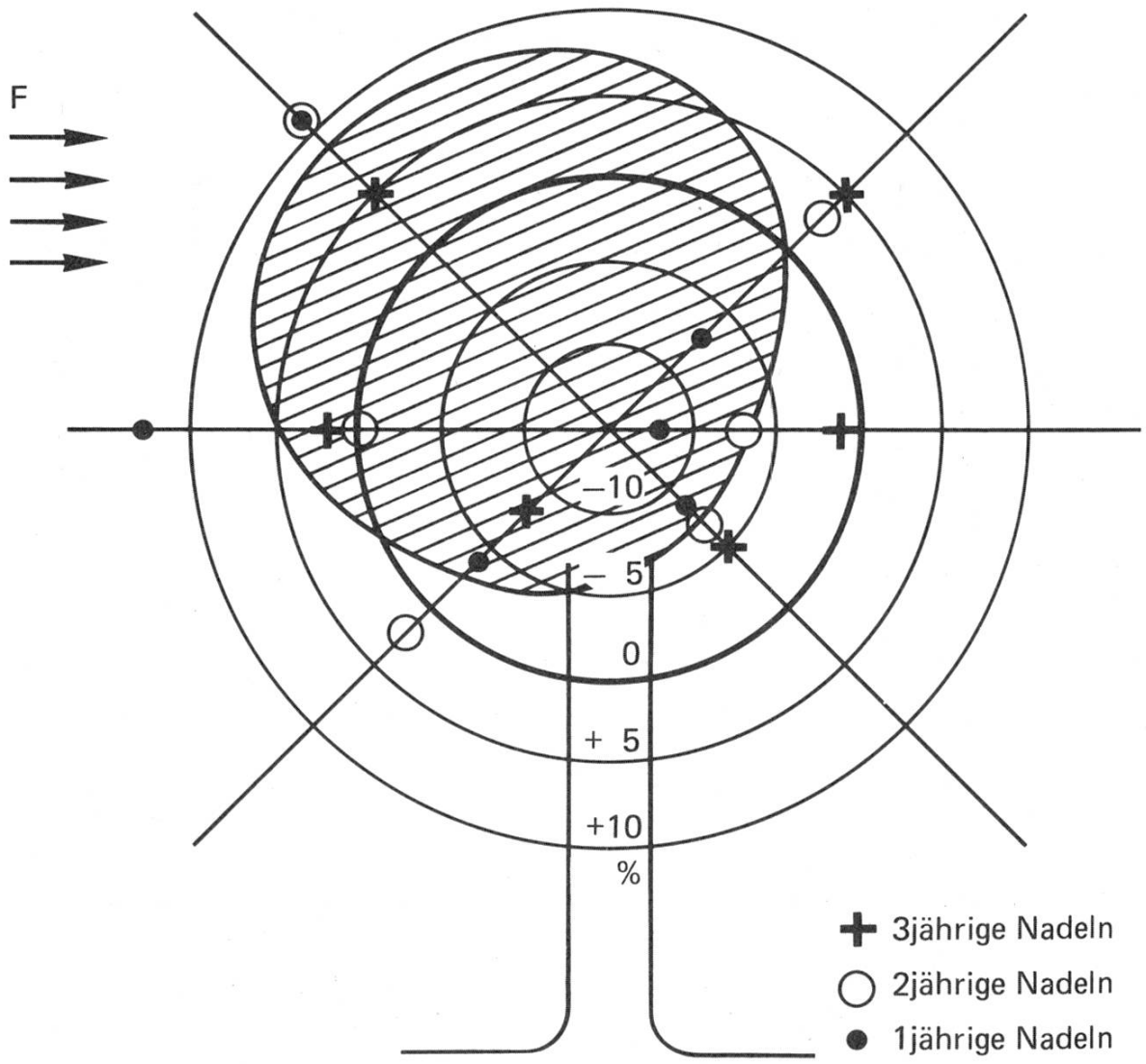

Abbildung 8. Verteilung der Fluorkonzentrationen in den Nadeln einer Föhrenkrone bei vorherrschend einseitiger Bewindung (Nadeljahrgang 1974/1975/1976, Probeentnahme Juni 1977).

Die angeführten Fluorkonzentrationen sagen jedoch über die vorhandenen Fluormengen nichts aus. Um die entsprechenden Fluormengen pro Flächeneinheit zu berechnen, muss man neben den Konzentrationen die Trockengewichte der einzelnen Kompartimente pro Flächeneinheit kennen. Eigene Messungen und Literaturangaben ermöglichten es, die Trockengewichte der einzelnen «Kompartimente» des Baumbestandes in der Versuchsfläche grössenordnungsmässig zu errechnen (Tabelle 6).

Danach sind pro Hektare in den Föhren ein bis zwei Kilogramm Fluor vorübergehend festgelegt. Etwa die Hälfte davon findet sich in den Nadeln, ein Viertel im Holz, ein Fünftel in der Rinde und der Rest (7 %) in den verholzten Teilen der Wurzel.

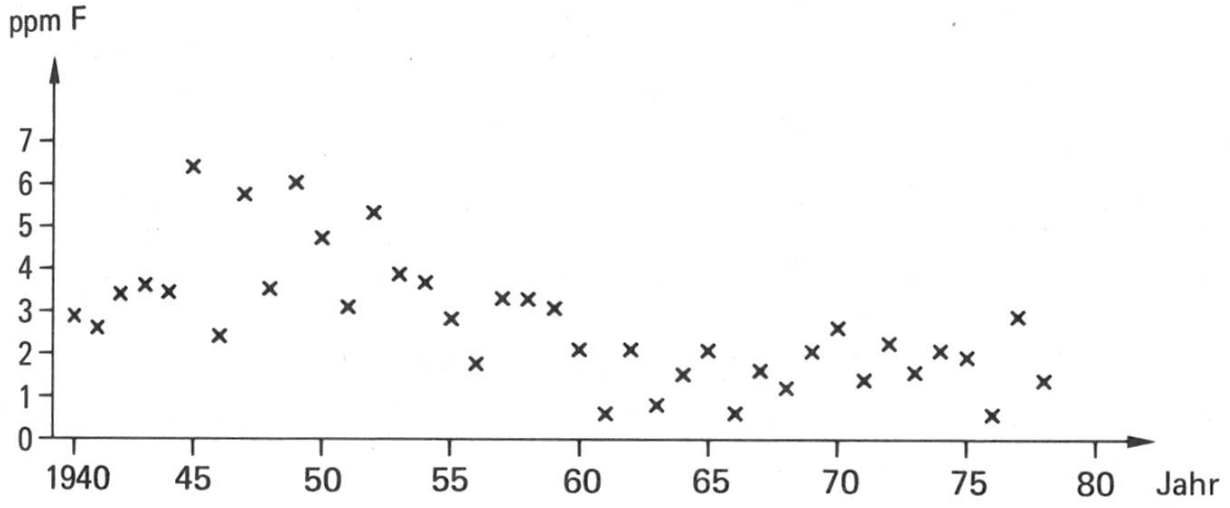

Abbildung 9. Fluorkonzentrationen in den Jahrringen des Stammes

Tabelle 6. Schätzung der Fluormengen, welche in den Föhren des Versuchsstandortes vorübergehend festgelegt sind.

Föhrenkompartiment		Trockengewicht $t \cdot ha^{-1}$	Fluorkonzentrationen ppm	Fluormenge $kg \cdot ha^{-1}$	%
Nadeln	(2,5 Jahrgänge)	8,5[1]	84	0,7	47
Holz ohne Rinde	Derbholz	22,1[2]	3	0,1	7
	Reisig	26,2[3]	10	0,3	20
	Gesamt	48,3		(0,4)	(27)
Rinde und Borke	Derbholzrinde	3,9[4]	35	0,1	7
	Reisigrinde	8,7[5]	19	0,2	13
	Gesamt	12,6		(0,3)	(20)
Wurzeln	verholzt	12,1[6]	6	0,1	7
Total		81,5		1,5	100

1 Ein Nadeljahrgang = 340 $g \cdot m^{-2} \cdot Jahr^{-1}$ (Tab. 3)
2 Mittelwert aus Tabelle 2. Rindenanteil: 15 Vol %. Holzdichte: 0,46 (Burger, 1948)
3 Mittelwert aus Tabelle 2. Rindenanteil: 25 Vol %. Dichte gleich angenommen wie beim Holz.
4 15 Vol % vom mittleren Derbholzvorrat (Tab. 2). Dichte gleich angenommen wie beim Holz.
5 25 Vol % vom mittleren Reisigvorrat (Tab. 2). Dichte gleich angenommen wie beim Holz.
6 20 % der Baummasse (*Köstler* 1968).

Fluor im Boden

Wenn wir in diesem Zusammenhang die Frage nach dem Fluorgehalt des Bodens stellen, meinen wir nicht in erster Linie den durch die vorhandenen Bodenmineralien bedingten natürlichen Fluorgehalt, sondern die immissionsbedingte Anreicherung des Bodens mit Fluor.

Bodenanalysen in der Umgebung der Aluminiumhütte Chippis zeigen, dass der Fluorgehalt des Bodens mit zunehmender Distanz zur Emissionsquelle abnimmt (Polomski et al., 1981). Mit anderen Worten: die Emissionen der Aluminiumfabrik erhöhten den natürlichen Fluorgehalt des Bodens. Damit stellt sich die Frage, ob die zusätzliche Fluorbelastung des Bodens Auswirkungen auf die Lebewelt hat, und wenn ja, wie sie sich äussern.

In der vorliegenden Arbeit befassen wir uns jedoch nur mit den quantitativen Aspekten der Fluorakkumulation. Die Auswirkungen auf die Bäume und insbesondere auch auf die Mikroorganismen des Bodens bleiben weiteren Untersuchungen vorbehalten. In Tabelle 7 ist der aktuelle Fluorgehalt des Bodens der Versuchsfläche aufgeführt.

Tabelle 7. Aktueller Fluorgehalt im Boden der Versuchsfläche.

	Horizont	Ftotal $\mu g \cdot g^{-1}$	F wasserlöslich $\mu g \cdot g^{-1}$	F im Bodenwasser $\mu g \cdot g^{-1}$
Waldboden	0– 5 cm	975	119	5,0
	10–30 cm	795	105	7,4
Wiesland	0– 5 cm	619	24	4,1
	10–30 cm	571	35	3,4

Im vorliegenden Fall handelt es sich um eine kalkhaltige Rendzina mit einem etwa 10 cm mächtigen Humushorizont. Der Fluorgehalt wurde im humushaltigen Oberboden (0–5 cm) und im mineralischen Untergrund (10–30 cm) bestimmt. Der «totale Fluorgehalt» gibt die gesamte Fluormenge des Bodens an, schliesst also den natürlichen Gehalt mit ein. Der «wasserlösliche Gehalt» umfasst hingegen nur jene Fluorfraktion, welche durch Schütteln einer Bodenprobe mit einem Überschuss an Wasser aus dem Boden herausgelöst werden kann. Der Fluorgehalt im Bodenwasser schliesslich gibt die in der Bodenlösung gelöste Fluormenge an.

Die gesamte Fluormenge am Standort, Vegetation und Bodenschicht des Wurzelraumes (0–30 cm) miteinbezogen, beträgt 2,5–3,5 t $F^- \cdot ha^{-1}$.[4] Davon entfallen etwa 10–15 % auf den wasserextrahierbaren Fluoranteil im Boden. Stellt man die Analysenergebnisse des wenig fluorbelasteten Bodens bei Leuk in Rechnung, ergibt sich für den beobachteten Standort eine immissionsbedingte Fluorakkumulation von schätzungsweise 1,5–2,0 t $F^- \cdot ha^{-1}$.[5] Diese immissionsbedingte Menge ist grössenordnungsmässig vergleichbar mit dem Fluoreintrag über eine Zeitperiode von 30 bis 40 Jahren.[6]

Die Gesamtakkumulation ist weniger entscheidend als die Tatsache, dass sich Fluor, längerfristig betrachtet, einigermassen mobil verhält und

[4] Scheinbare Dichte des Bodens: 0,9–1,2; F_{total}: 800–1000 ug $\cdot g^{-1}$.
[5] Scheinbare Dichte des Bodens: 0,9–1,2; F_{total}: 400–600 ug $\cdot g^{-1}$.
[6] Angenommene Eintragsrate: 5,0 g $F^- \cdot m^{-2} \cdot Jahr^{-1}$.

somit in einer biologisch zugänglichen, möglicherweise toxischen Form vorliegt (Polomski et al., 1979b).

Der Waldboden weist generell höhere Werte auf als der Wieslandboden (Tabelle 7). Als Ursache vermuten wir den jährlich wiederkehrenden zusätzlichen Fluoreintrag über die fluorkontaminierte Nadelstreu sowie die erwähnte Staubfilterwirkung eines Waldbestandes. Dies wäre auch eine plausible Erklärung dafür, dass der wasserlösliche Fluorgehalt im Waldboden mit der Tiefe abnimmt, während er umgekehrt im benachbarten Wiesland mit der Tiefe zunimmt. Laborversuche haben ergeben, dass das Fluor aus der Nadelstreu durch Einwirkung von Niederschlägen mobilisiert und in den Boden eingewaschen wird (Polomski et al., 1979a). In der wasserlöslichen Form wird Fluor mit der Zeit in die Tiefe verlagert. Die Verlagerungsgeschwindigkeit und das Ausmass der verlagerten Fluorverbindungen sind vom Bodentyp, und hier vor allem von der Menge des austauschbaren Kalziums, abhängig. Anhand von Bodensäulen konnte nachgewiesen werden, dass der jährliche Fluoraustrag in 30 cm Tiefe etwa 70 % des jährlichen Fluoreintrags an der Oberfläche beträgt (Polomski et al., 1981). Die Adsorptionskapazität der oberen Bodenschicht (0–30 cm) für Fluor scheint also nach 72 Jahren Immissionsdauer trotz des hohen Kalkgehaltes (32,7 % $CaCO3$) bald erschöpft zu sein.

Die Frage nach einer möglichen Gefährdung des Grundwassers drängt sich auf. Im Raume Chippis beträgt der Fluorgehalt des Grundwassers 1,26 mg $F^- \cdot Liter^{-1}$ (Bericht Alusuisse, 1977). Er liegt damit etwas höher als der internationale Trinkwasserstandard von 1,0 mg $F^- \cdot Liter^{-1}$. Solche Grundwasserwerte finden sich jedoch auch in F-immissionsfreien Gebieten, wo Flussspat im Boden vorhanden ist, wie dem Val de Bagnes oder dem Val d'Entremont. Da auch im Raume Chippis früher Flussspatgruben bestanden haben, kann die Frage nach einer möglichen Grundwassergefährdung durch Fluorimmissionen für das Gebiet des Unteren Pfynwaldes nicht beantwortet werden.

Résumé

La surcharge en fluor causée par la pollution dans une station de pin sylvestre de la forêt de Finges

Dans une parcelle située dans la zone exposée aux émanations de fluor de l'usine d'aluminium de Chippis, vallée du Rhône, Valais, on a tenté d'évaluer l'ampleur de la pollution fluorée.

Les poussières et les gaz vecteurs de fluor émis dans l'atmosphère par la fabrique s'accumulent avec le temps aussi bien dans la végétation que dans le sol. Les composés fluorés décelés dans la végétation pénètrent eux aussi finalement dans le sol par la litière.

Sur la base de mesures de concentration du fluor dans des aiguilles d'un an de pin sylvestre, dans les environs immédiats et jusqu'à une certaine distance de l'usine, différentes zones de pollution purent être déterminées. La placette d'essai est située dans une zone recevant environ un quart de l'apport maximum de fluor.

L'apport total de fluor dans le sol de la parcelle, de novembre 1978 à novembre 1979, se situait dans l'ordre de grandeur de 7 ($\pm$3,5) g $F^- \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$. La part de fluor fournie par la litière de la végétation était, par contre, comparativement très faible, soit 0,1 g $F^- \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$.

La quantité totale de fluor présente dans le sol de la sphère radiculaire des arbres (jusqu'à une profondeur de 30 cm) est de 250 à 350 g $F^- \cdot m^{-2}$, dont approximativement 150 à 200 g $F^- \cdot m^{-2}$ représentent l'accumulation due à la pollution fluorée.

Dans des carottes de sol, on a trouvé, à 30 cm de profondeur, une quantité de fluor accumulée par lessivage presque aussi élevée que celle déposée à la surface du sol. Il semble donc que la capacité d'absorption de la couche supérieure du sol soit rapidement épuisée.

Dans les pins de la parcelle d'essai, 0,1 à 0,2 g $F^- \cdot m^{-2}$ est décelé temporairement. La moitié se trouve dans les aiguilles, le quart dans le bois, le cinquième dans l'écorce et le reste (7 %) dans les parties lignifiées des racines.

A l'intérieur des couronnes des arbres, le taux de fluor dans les aiguilles, avant tout dans celles des dernières années, est plus élevé du côté exposé au vent que du côté opposé (effet de filtre de la couronne).

Traduction: *R. Amiet*

Alusuisse 1977: Analysen der Quellen und des Umfanges der Emissionen von Aluminiumhütten unter besonderer Berücksichtigung der Fluoride, 1 – 143.
Studie über Abwasser aus einer Aluminiumhütte und spezielle Untersuchung der Aluminiumhütte Steg, 35 – 37 und 53 – 55.
Schweizerische Aluminium AG Chippis / Zürich.

Aussenac, G. 1969: Production de litière dans divers peuplements forestiers de l'est de la France. Oecol. Plant. *4:* 225 – 236.

Burger, H. 1948: Holz, Blattmenge und Zuwachs. IX, Mitteilung. Die Föhre. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswesen. *25:* 435 – 492.

Flühler, H., Th. Keller, H. U. Scherrer, 1979: Les dégats forestiers en Valais. Bull. de la Murithienne *96:* 3 – 22.

Flühler, H., Th. Keller, H. Schwager, 1981: Die Immissionsbelastung der Walliser Föhrenwälder. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Mitt. *57,* 4.

Knabe, W., 1970: Natürliche Abnahme des aus Immissionen aufgenommenen Fluors in Fichtennadeln. Staub, Reinhalt. Luft *30* (9): 384 – 385.

Köstler, N.J., E. Brückner, H. Bibelriether 1968: Die Wurzeln der Waldbäume. Parey, Hamburg und Berlin: 35 – 39.

Keller, Th. 1971: Die Bedeutung des Waldes für den Umweltschutz. Schweiz. Z. Forstwes., *122* (12): 607 – 610.

Polomski, J., H. Flühler, P., Blaser 1981: Accumulation of airborne fluoride in soils. J. of Environ. Qual. (Manuskript eingereicht).

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

Polomski, J., H. Flühler, P. Blaser, 1979b: Verändert Fluor den Boden?, Bulletin Bodenkundl. Gesellsch. der Schweiz, 3: 51 – 62.

Schober, R. 1952: Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände. Parey, Hamburg und Berlin: 70 – 90.

Scherrer, H.U., H. Flühler, B. Oester, 1979: Pine damage rating on medium and large scale infrared aerial photographs. Color aerial photography in the plant sciences and related fields. Falls Church, Va., Amer. Soc. of Photogramm., 1979: 151 – 160.

Weinstein, L.H., 1977: Fluoride and plant life. J. of Occupational Medicine *18:* 649 – 678.