

I Die Immissionsbelastung der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal

HANNES FLÜHLER, THEODOR KELLER und HEINZ SCHWAGER

Oxf.: 425.1 : 181.45 : 174.7 Pinus silvestris : (494)

Inhaltsverzeichnis

Seite

1	Einleitender Rückblick	400
2	Fragestellung	401
3	Material und Methoden	402
4	Ergebnisse der großräumigen Erhebung	403
41	Schwefelgehalt	403
42	Chloridgehalt	404
43	Fluorgehalt	404
5	Die Bedeutung des Fluorgehaltes von Blättern und Nadeln	406
6	Andere Immissionen nicht akkumulierbarer Luftverunreinigungen	413
7	Literaturverzeichnis	414

Verzeichnis der Abbildungen und der Tabelle

Abbildung 1.1	Schwefel- und Chloridgehalte von einjährigen Föhrennadeln	403
Abbildung 1.2	Fluorgehalt einjähriger, ungewaschener Föhrennadeln	405
Abbildung 1.3	Fehleranalyse der Fluorgehaltsbestimmung an Föhren	406
Abbildung 1.4	Blick von Leuk Stadt rhonetalabwärts. Fluorgehalte des Föhrennadeljahrganges 1976	407
Abbildung 1.5	Räumliche Ausbreitung der Fluoremissionen aus den Aluminiumhütten Chippis und Steg (identisch mit Abbildung 5, Karte)	408
Abbildung 1.6	Abwaschbare Fluormenge von Föhrennadelproben	409
Abbildung 1.7	Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen von Föhrennadeloberflächen	410
Abbildung 1.8	Fluorgehalte von ungewaschenen und gewaschenen Proben des Föhrennadeljahrganges 1978	411
Abbildung 1.9	Zeitlicher Verlauf der Fluorakkumulation in den Föhrennadeln des Jahrganges 1977	412
Tabelle 1.1	Vergleichbarkeit der Fluorgehalte von verschiedenen alten Föhrennadelproben	413

1 Einleitender Rückblick

Die zum Teil heftigen Auseinandersetzungen im «Walliser Fluorkrieg», wie er gelegentlich genannt wurde (Neue Zürcher Zeitung, 8.9.1978), haben unter anderem auch die Waldschäden ins Blickfeld der Öffentlichkeit gerückt. Dabei wurden die Fluorimmissionen vielfach als einzige Schädigungsursache genannt. Die Walliser Fluorfrage fußt letztlich im Interessenkonflikt zwischen der Landwirtschaft und der Aluminiumindustrie, denn im Wallis stammen die fluorhaltigen Luftverunreinigungen zum überwiegenden Teil aus den Elektrolyseöfen der Aluminiumhütten.

Dieses Immissionsproblem ist nicht neu. Schon während des Ersten Weltkrieges, also kurz nach der Inbetriebnahme der Aluminiumhütten im Jahre 1908, wurden die ersten Gutachten gemacht (FAES, 1921; WILLE, 1922). Schon damals wurde der Einfluß der Fluorimmissionen auf den Wald erkannt, aber nicht näher untersucht. Die Gutachten beschränkten sich mit wenigen Ausnahmen auf landwirtschaftliche Kulturen. Der Einfluß von Fluor auf gewisse, landwirtschaftlich wichtige Pflanzen dieser Region ist durch eine ganze Reihe von wissenschaftlichen Arbeiten belegt (BOVAY und ZUBER, 1971; BOLAY et al., 1971; QUINCHE, 1973). Letztlich ging es bei all diesen Arbeiten um die Feststellung von Ertragseinbußen, Gewinnentgang beziehungsweise um «angemessene» Entschädigungen. Auch im forstlichen Sektor wurden die Ertragsverluste, Inkonvenienzen der Bewirtschaftung und Wiederherstellungskosten, gutachtlich geschätzt (MÜLLER, 1939, 1944, 1953; GAILLARD und FRANCEY, 1960).

Folgende Feststellung von FAES (1921) blieb bis heute, also während mehr als einem halben Jahrhundert, zutreffend:

«Les spécialistes forestiers qui ont étudié ces dommages n'ont pas publié jusqu'ici leurs conclusions, l'expertise étant fort compliquée... La lenteur de l'accroissement forestier, ainsi que la lenteur des réactions en général en forêts, ont aussi empêché jusqu'ici les experts forestiers de déposer des conclusions définitives concernant l'action des fumées et gaz de Chippis sur les conifères en particulier.»

Bei der Beurteilung der Waldschäden geht es primär um die gesetzlich zwingend vorgeschriebene Walderhaltung und erst sekundär um ein Entschädigungsproblem. Die im Bereich der Landwirtschaft durchgeführten Gutachten und wissenschaftlichen Untersuchungen beantworten nur Teilaspekte unserer Fragestellung, da sich die beiden Landnutzungsformen Wald und Landwirtschaft in einigen Beziehungen wesentlich unterscheiden. Obschon die Immissionsbelastung von unmittelbar benachbarten Waldstandorten und landwirtschaftlich genutzten Flächen gleich oder zumindest ähnlich ist, stellt sie verschieden geartete Probleme:

- Im landwirtschaftlichen Bereich wird der Boden aus wirtschaftlichen Gründen intensiver genutzt. Mit Düngung, Bewässerung, Schädlingsbekämpfung und Pflege können die natürlicherweise gegebenen Wuchsbedingungen und damit die Widerstandskraft gegen Immissionen verbessert werden. Im Wald, ganz besonders in ertragsarmen Wäldern, sind derartige Maßnahmen aus wirtschaftlichen und auch aus ökologischen Überlegungen verfehlt oder nur in extremen Ausnahmefällen angezeigt und zudem wirtschaftlich gesehen untragbar.

- Die landwirtschaftliche Nutzung ist ausschließlich ertragsorientiert. Die Wirtschaftlichkeit steht im Vordergrund. Der Wald hingegen hat noch andere Leistungen zu erbringen. Das gesetzlich zwingende Gebot der Walderhaltung läßt dem Wirtschaftler keine anderen Nutzungsmöglichkeiten offen.
- Landwirtschaftliche Kulturen haben wesentlich kürzere Umtriebszeiten. Die Assimilationsorgane der forstlich wichtigen Baumarten dieser Region sind mit Ausnahme der Lärche während mehreren Jahren den Luftverunreinigungen ausgesetzt, während landwirtschaftliche Pflanzen diese jährlich erneuern. Auch die Garnitur der verfügbaren Nutzpflanzen ist im forstlichen Bereich enger. Die Züchtung läßt weniger Spielraum offen.
- Der landwirtschaftliche Boden ist ein künstliches Biotop, dessen Pflege hohe Kosten verursacht. Der Waldboden hingegen ist das Ergebnis einer an unseren Maßstäben gemessen außerordentlich langen Entwicklung. Die Pflanzenernährung und der Wasserhaushalt in den natürlichen Böden des Rhonetales sind ungleich labiler, leichter zu stören als die gedüngten, bearbeiteten und allenfalls bewässerten Böden.

Die Immissionsbelastung der Wälder läßt dem Wirtschaftler daher weniger Freiheitsgrade als dem Landwirt. Die Ermittlung der Immissionsbelastung der Waldstandorte ist daher nur ein erster Schritt der immissionsorientierten Untersuchungen.

2 Fragestellung

Anhand von chemischen Analysen von Pflanzenproben versuchen wir in dieser Arbeit die *Immissionsbelastung* der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal zu beschreiben. Der Begriff «Belastung» muß deutlich von jenem der «Wirkung» abgegrenzt werden. Ob und in welchem Ausmaß die in dieser Arbeit erfaßten Luftverunreinigungen forstliche Pflanzen schädigen, kann nur experimentell bewiesen werden. Diese Frage gehen wir mit den gegenwärtig laufenden Feldbegasungsexperimenten an. Die chemischen Analysen jener Luftverunreinigungen, welche in Blättern und Nadeln eingelagert werden und sich somit anreichern, liefern keinen direkten Schädigungsbeweis, sondern lediglich Anhaltspunkte über deren räumliche Ausbreitung. Im besten Falle sind sie Hinweise darauf, wo diese Luftverunreinigungen die Pflanzen schädigen können und wo sie das vermutlich nicht tun. Diese vorsichtige Abgrenzung von «Belastung» und «Wirkung» beziehungsweise von «Hinweis» und «Beweis» ist notwendig, da chemische Blatt- oder Nadelanalysen schon oft als Schädigungsnachweis verwendet wurden.

Chemische Pflanzenanalysen akkumulierbarer Luftverunreinigungen sind für die Charakterisierung einer Immissionssituation unentbehrlich. Bei der Überwachung der Luftqualität stellen sich verschiedene Aufgaben. Die Pflanzenanalyse bezieht sich jedoch nur auf die dritte der nachstehend aufgeführten Aufgaben:

- Identifizierung potentiell schädlicher Luftverunreinigungen
- Ermittlung der Intensität, Dauer und Häufigkeit von Immissionsepisoden
- Ermittlung der räumlichen Ausbreitung der wichtigsten Schadstoffe oder Leitimmissionen

Die ersten beiden Aufgaben erfordern Konzentrationsmessungen in der Luft. Die Analytik ist anspruchsvoll und apparativ sehr aufwendig. Um die Ausbreitung von Luftverunreinigungen zu erfassen, muß die Immissionsbelastung an vielen Meßstellen gleichzeitig erfaßt werden. Instrumente, welche bestimmte Luftverunreinigungen absorbieren, integrieren die atmosphärischen Konzentrationen über die Zeit, verringern somit den Meßaufwand. Mit solchen absorbierenden Integratoren erfaßt man nur je einen einzelnen Schadstoff, jedoch nicht den zeitlichen Verlauf von Immissionsepisoden.

Die absorbierten Mengen hängen nicht nur von der Konzentration der betreffenden Komponente ab, sondern auch von deren Einwirkungsdauer beziehungsweise von deren An- und Wegtransport mit dem Wind. Absorptionsmessungen liefern also eine wesentliche Information, nämlich eine «Belastungsdosis» und nicht etwa eine «Konzentration». Die Pflanze ist wohl der preiswerteste der brauchbaren Absorber. Ihre Absorptionseigenschaften variieren je nach Pflanzenart, pflanzlichem Organ, Lage dieses Organs, Standortseigenschaften, Vegetationszustand und Witterung sehr stark. Biologisches Material wie Nadeln und Blätter integrieren also nicht nur die rein abiotische Belastungsdosis, sondern auch die Bereitschaft der Pflanze, den betreffenden Schadstoff aufzunehmen. Dies ist für die Beurteilung der Immissionsbelastung der Vegetation ein Vorteil, verlangt aber eine strenge Standardisierung bei der Entnahme von Pflanzenproben.

Die der Arbeit zugrunde liegenden Fragen lauten:

1. Was sagen die pflanzlichen Gehalte der akkumulierbaren Schadstoffe, in unserem Falle Fluor, Schwefel und Chlorid, über die durchschnittliche Immissionsbelastung im Walliser Rhonetal aus (Kapitel 4)?
2. Wie groß ist die Fluorbelastung in der weiteren Umgebung des Pfywaldes (Kapitel 5)?

3 Material und Methoden

Für die großräumige Erhebung im Walliser Rhonetal (Kapitel 4) verwendeten wir einjährige Föhrennadeln (*Pinus silvestris* L.), welche im Jahre 1977 gebildet wurden und bis zur Probeentnahme im März 1978 den Immissionen ausgesetzt waren. Die Proben wurden als Mischprobe von je 3 bis 6 älteren Föhren im oberen Teil der Krone geerntet. Sie stammen von Standorten im Talboden oder am Hangfuß, vornehmlich auf der orographisch linken Seite des Rhonetals zwischen Genfersee und Brig.

Die Nullproben stammen aus dem weitgehend immissionsfreien Seitental Val de Bagnes, das bei Martigny ins Haupttal mündet. Dieses Kontrollgebiet ist standörtlich und klimatisch mehr oder weniger vergleichbar.

Die Nadelproben wurden bei 65 °C getrocknet, mit einer Kaffeemühle pulverfein gemahlen und analysiert. Die Schwefelgehaltsbestimmung erfolgte mit der kolorimetrischen Bariumchloranilatmethode nach SCHWAGER und KELLER (1976). Der Chloridgehalt wurde mit Hg(NO₃)₂ kolorimetrisch nach VAN WEIHE (GARBER, 1967) bestimmt. Die Fluorgehaltsbestimmung wurde mit der ionenspezifischen Orion-Elektrode nach Veraschung im Schönigerkolben vorgenommen, im wesentlichen nach der von KRONBERGER und HALBWACHS (1974) beschriebenen Methode.

Normalerweise wurden ungewaschene Nadeln analysiert. Im Bereich von Fluoremit- tenten wurden zusätzlich Parallelproben genommen und während 60 Sekunden in Chlo- roform gewaschen, um allen oberflächlich haftenden Staub mitsamt der Wachsschicht zu entfernen. Dies erlaubt, das oft als inert geltende Fluoridion in staubförmigen Verbin- dungen näherungsweise von jenem zu unterscheiden, welches in einer gasförmigen Ver- bindung ins Nadelinnere gelangt.

Die im Kapitel 5 diskutierten Ergebnisse beruhen auf Analysen von Föhrennadeln, deren Alter und Entnahmezeitpunkt verschieden war. Diese Angaben werden bei der Diskussion ausdrücklich vermerkt.

4 Ergebnisse der großräumigen Erhebung

41 Schwefelgehalt

Die horizontale Linie in der oberen Graphik der Abbildung 1.1 zeigt den durchschnitt- lichen S-Gehalt einjähriger Föhrennadeln im Rhonetal (990 ppm S, parts per million = Mikrogramm S pro Gramm Nadelrockengewicht). Die vertikalen Balken zeigen die Abweichungen der Standortsmittelwerte von diesem Durchschnitt.

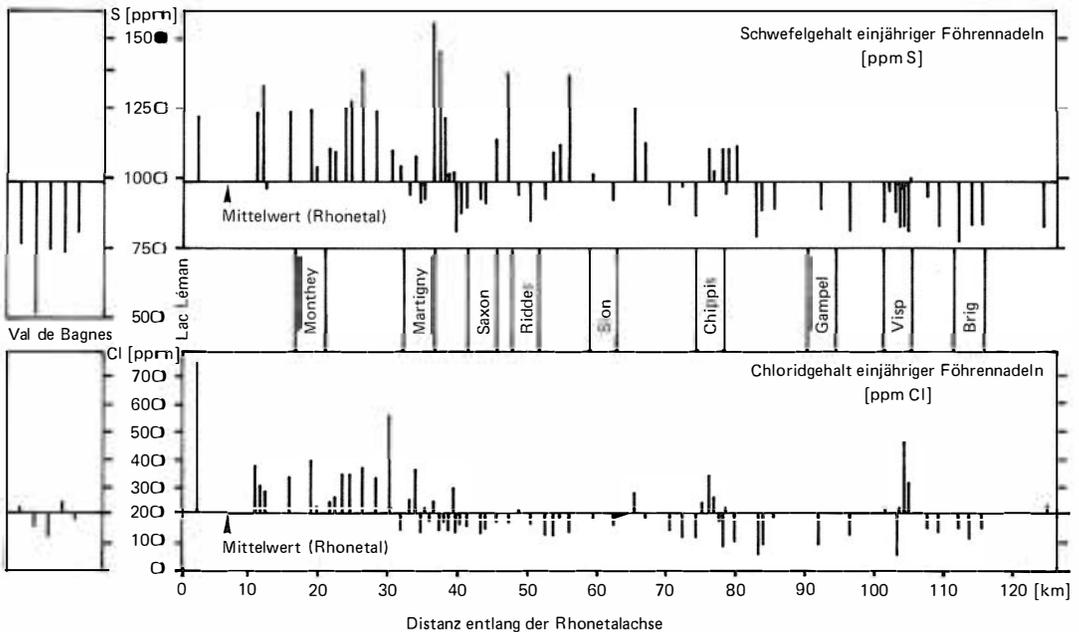


Abbildung 1.1 Schwefel- und Chloridgehalte von einjährigen Föhrennadeln (*Pinus silvestris* L., Nadeljahrgang 1977, Probenentnahme März 1978). Dargestellt sind die Abweichungen vom Mittelwert aller Probenstandorte im Rhonetal. Die Probeentnahmestellen zu 3–6 Föhren liegen alle im Talboden oder in der Nähe des Hangfußes, vorwiegend auf der orographisch linken Talseite.

Dies charakterisiert die großräumige Situation der SO₂-Immissionen im Rhonetal zwischen Genfersee und Brig, denn unter dem Einfluß von SO₂-Immissionen steigt der Schwefelgehalt in den Pflanzenteilen. SO₂-Immissionen sind eine Begleiterscheinung unserer Lebensart, da sie unter anderem überall dort entstehen, wo schwefelhaltige Materialien verbrannt werden.

Natürliche Schwefelgehalte von Föhren aus immissionsfreien Gebieten variieren je nach Bodenverhältnissen zwischen einigen hundert bis etwas über tausend ppm S. Die Schwefelgehalte der Walliser Waldföhren sind verglichen mit den natürlicherweise möglichen Gehalten also nicht stark erhöht. Sie nehmen talaufwärts trotz erheblichen Bodenunterschieden ab. Dieser Trend ist statistisch gesichert. Das zeigt eindeutig, daß die SO₂-Belastung im Unteren Wallis bis über das Rhoneknie hinauf größer ist als jene im oberen Teil des Mittelwallis. Die Mittelwerte der Proben aus dem Val de Bagnes und von den Entnahmestellen oberhalb des Pfywaldes, also oberhalb von Chippis und Sierre, sind sehr ähnlich und liegen eindeutig unter den im Unterwallis festgestellten Werten.

Der mittlere S-Gehalt im Val de Bagnes ist kleiner als jener im Haupttal. Dies ist ein Hinweis auf eine SO₂-Grundlast im Rhonetal.

42 Chloridgehalt

In der unteren Graphik der Abbildung 1.1 sind die Chloridgehalte der einjährigen Föhrennadeln in der gleichen Art dargestellt. Chloridanreicherungen im pflanzlichen Gewebe deuten in vielen Fällen auf leicht lokalisierbare HCl-Emittenten wie beispielsweise Kehrlichtverbrennungs- oder chemische Produktionsanlagen. Die Verwendung von Streusalz kann ebenfalls Chloridanreicherungen verursachen. Standorte talseits von Bergstraßen wurden deshalb bei der Probeentnahme gemieden. Die Chloridanalysen führen zu einer ähnlichen Beurteilung der Immissionssituation im Rhonetal wie die Schwefelanalysen. Die höhere Industrialisierung im Unteren Wallis äußert sich in einer höheren Belastung. Die etwas, aber nicht übermäßig erhöhten Chloridgehalte von Chippis und Visp deuten auf lokal begrenzte HCl-Immissionen. In der Umgebung der Kehrlichtverbrennungsanlage in Gamsen jedoch (Nähe Brig) stellt man keine Erhöhung fest. Die Chloridgehalte der Föhrennadeln aus dem Val de Bagnes und jene der Proben aus dem Rhonetal zwischen Martigny und Brig liegen in der gleichen Größenordnung. Das weist darauf hin, daß große Teile des Rhonetales nicht im Bereich von HCl-Immissionen liegen.

43 Fluorgehalt

Der Zeigerwert des Fluorgehaltes von Föhrennadeln bezieht sich im Falle des Rhonetales auf die Verbreitung der Emissionen aus den drei Aluminiumhütten in Steg, Chippis und Martigny. Andere Fluoremittenten wie zum Beispiel Kehrlichtverbrennungsanlagen, keramische Fabrikations- oder Phosphatdüngerproduktionsanlagen spielen in dieser Region für den Wald keine oder nur eine untergeordnete Rolle. Abbildung 1.2 zeigt den Fluorgehalt einjähriger Föhrennadeln im Wallis zwischen Genfersee und Brig. Die Fluorgehalte sind vor allem in der Gegend der Aluminiumhütte Chippis sehr stark erhöht.

«Fluor» bezeichnet in diesem Zusammenhang nicht elementares Fluor (F_2), sondern verschiedenartigste Fluorverbindungen, also Fluoride. Der Fluorgehalt einjähriger Föhrennadeln aus Gebieten, die von Fluorimmissionen frei sind, liegt in der Regel unter 5, seltener zwischen 5–10 ppm F (parts per million = Mikrogramm Fluor pro Gramm Nadel-trockengewicht). Im weiteren Einflußbereich der Hütte in Martigny, also in Charrat, Saxon und Riddes, waren die Fluorgehalte der 1977er-Nadeln sehr niedrig. Verglichen mit natürlicherweise möglichen Fluorgehalten konnte dort keine Fluoranreicherung nachgewiesen werden. In früheren Jahren waren die Fluorgehalte landwirtschaftlicher Pflanzen eindeutig höher (BOVAY und ZUBER, 1971; BOVAY und BOLAY, 1965; DESBAUMES und BOVAY, 1971; BOLAY et al. 1971; QUINCHE, 1973; CLERC und ROH, 1979). Im Mittelwallis sind die Fluorgehalte der Föhrennadeln in vergleichbarer Distanz zum Emittenten bis zu 200mal höher. Selbst in Visp sind sie ein Mehrfaches der Werte aus dem Unterwallis. Die 1976er-Nadeln, die während der sehr trockenen Vegetationsperiode gebildet wurden, wiesen durchwegs etwa doppelt soviel Fluor auf wie die 1977er-Nadeln.

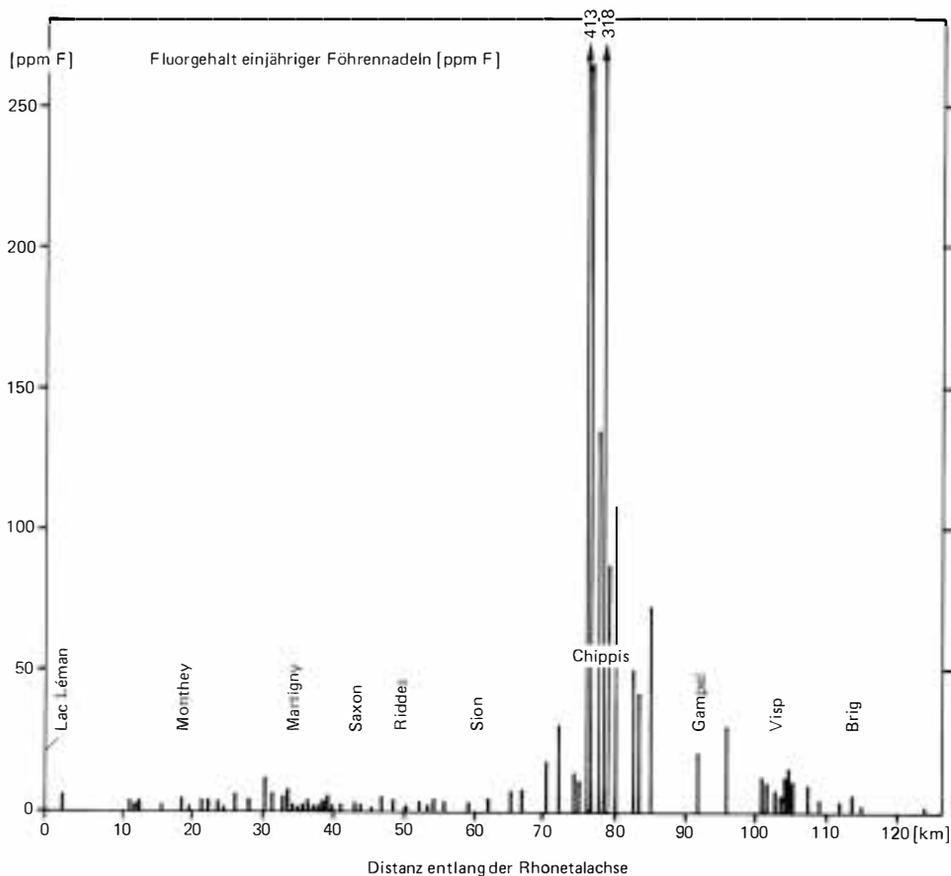


Abbildung 1.2 Fluorgehalt einjähriger, ungewaschener Föhrennadeln (Nadeljahrgang 1977, Probenentnahme gleichzeitig an den gleichen Standorten wie Abbildung 1.1).

Im Val de Bagnes, also an unseren Kontrollstandorten, betragen die Fluorgehalte der Nullproben stellenweise bis zu 30 ppm F, sind also wesentlich höher, als man aufgrund der meteorologischen Abgeschlossenheit erwarten würde. Der hohe Fluoritgehalt des Muttergesteins bestimmter geologischer Formationen führt nicht nur zu hohen Fluorgehalten in den Nadeln, sondern auch im Trinkwasser. Die Fluoritvorkommen wurden einst bergmännisch genutzt. Heute wird kein Fluorit mehr abgebaut. Die Anreicherung bodenbürtigen Fluors in Pflanzen ist unter natürlichen Bedingungen selten derart bedeutend. In diesem Zusammenhang ist dies eine interessante Laune der Natur. Trotz den ansehnlichen Fluorgehalten von 6 bis 30 ppm F sind die Föhrenwälder im Val de Bagnes intakt.

5 Die Bedeutung des Fluorgehaltes von Blättern und Nadeln

Vor dem Hintergrund der in der Öffentlichkeit ausgetragenen Diskussion um das Waliser Fluorproblem sind die enorm unterschiedliche Fluorbelastung in den Räumen Martigny und Chippis und die Unterschiede im Spektrum natürlicher Fluorgehalte doch recht erstaunlich. Die Bedeutung und die «Beweiskraft» des Fluorgehaltes an sich kann man nur dann ermessen, wenn man die Faktoren, welche zu einer Anreicherung führen, versteht:

- Die *Pflanzenart* ist ausschlaggebend. Im Raum Chippis weisen die stark behaarten Blätter der Mehlbeere (*Sorbus aria*), mehrere tausend, die Föhrennadeln mehrere hundert ppm F auf. Aber auch die Variabilität des Fluorgehaltes in der Krone eines

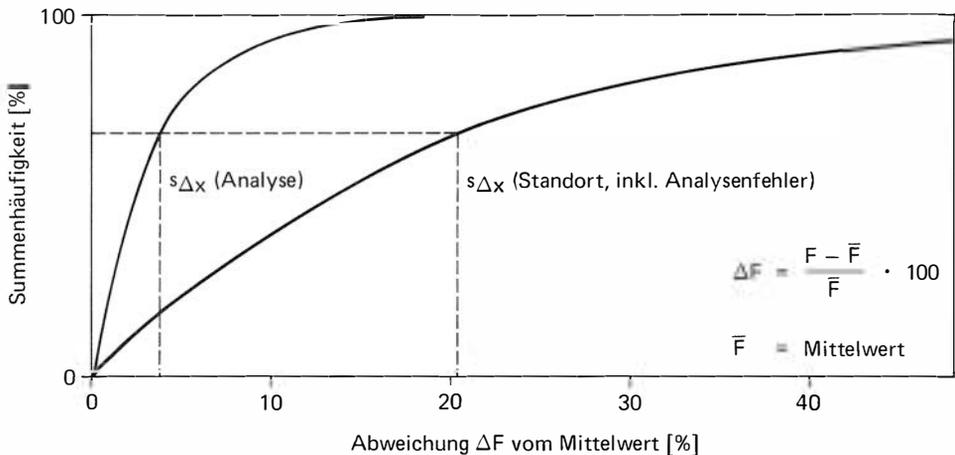


Abbildung 1.3 Fehleranalyse der Fluorgehaltsbestimmung an Föhren: Dargestellt ist die Summenhäufigkeit der Abweichung ΔF vom Mittelwert \bar{F} , wobei \bar{F} entweder den Mittelwert der je zwei Analysen pro Probenmaterial oder den Mittelwert von Analysen pro Standort bezeichnet (Anzahl Doppelbestimmungen $N = 463$, Anzahl Probebäume an den Probeentnahmestellen zu 3–6 Föhren $N = 464$). In 67 Prozent der Fälle beträgt der Analysefehler, also die Abweichung der Doppelbestimmungen von ihrem Mittelwert, $s_{\Delta F} = 4\%$ von \bar{F} bzw. die Standortsvariabilität, also die Abweichung der Einzelwerte pro Baum vom Standortmittelwert, $s_{\Delta F} = 20\%$ von \bar{F} .



Abbildung 1.4 Blick von Leuk Stadt rhonetalabwärts auf den Oberen und Unteren Pfynwald (im Talhintergrund die Hügel von Sion).

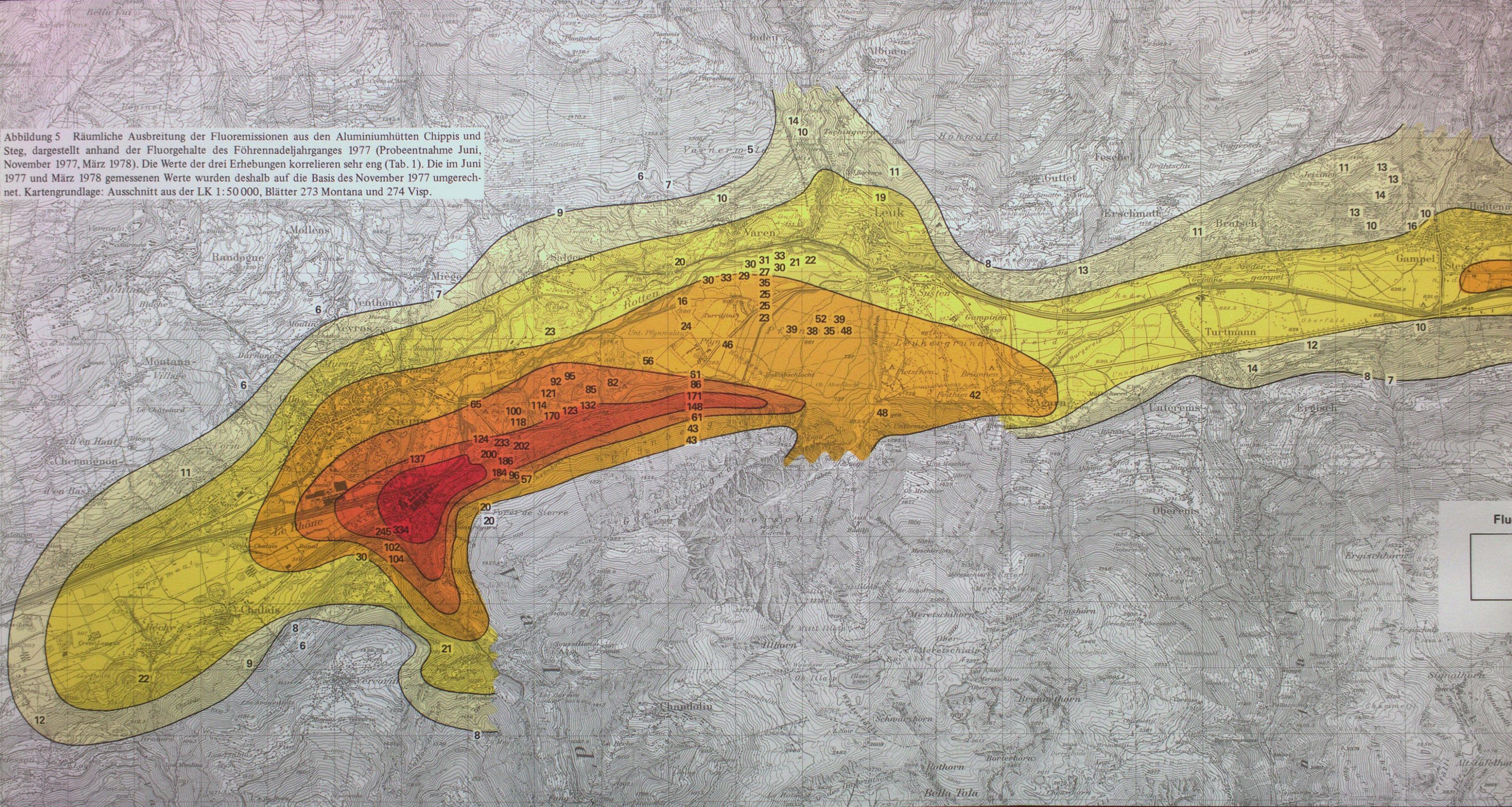
Die Höhe der Säulen bezeichnet den Fluorgehalt des Föhrennadeljahrganges 1976 (Probeentnahme November 1977), der Säulenfuß die Probeentnahmestelle. Die höchste Säule ist 813 ppm F, die kleinste (rechts am Hang) 7 ppm F. Die ganze Flanke zum Corvetschgrat ist sehr stark fluorbelastet.

Die hier dargestellten Werte des Nadeljahrganges 1976 sind etwa doppelt so groß wie jene der folgenden zwei Jahrgänge im entsprechenden Alter.

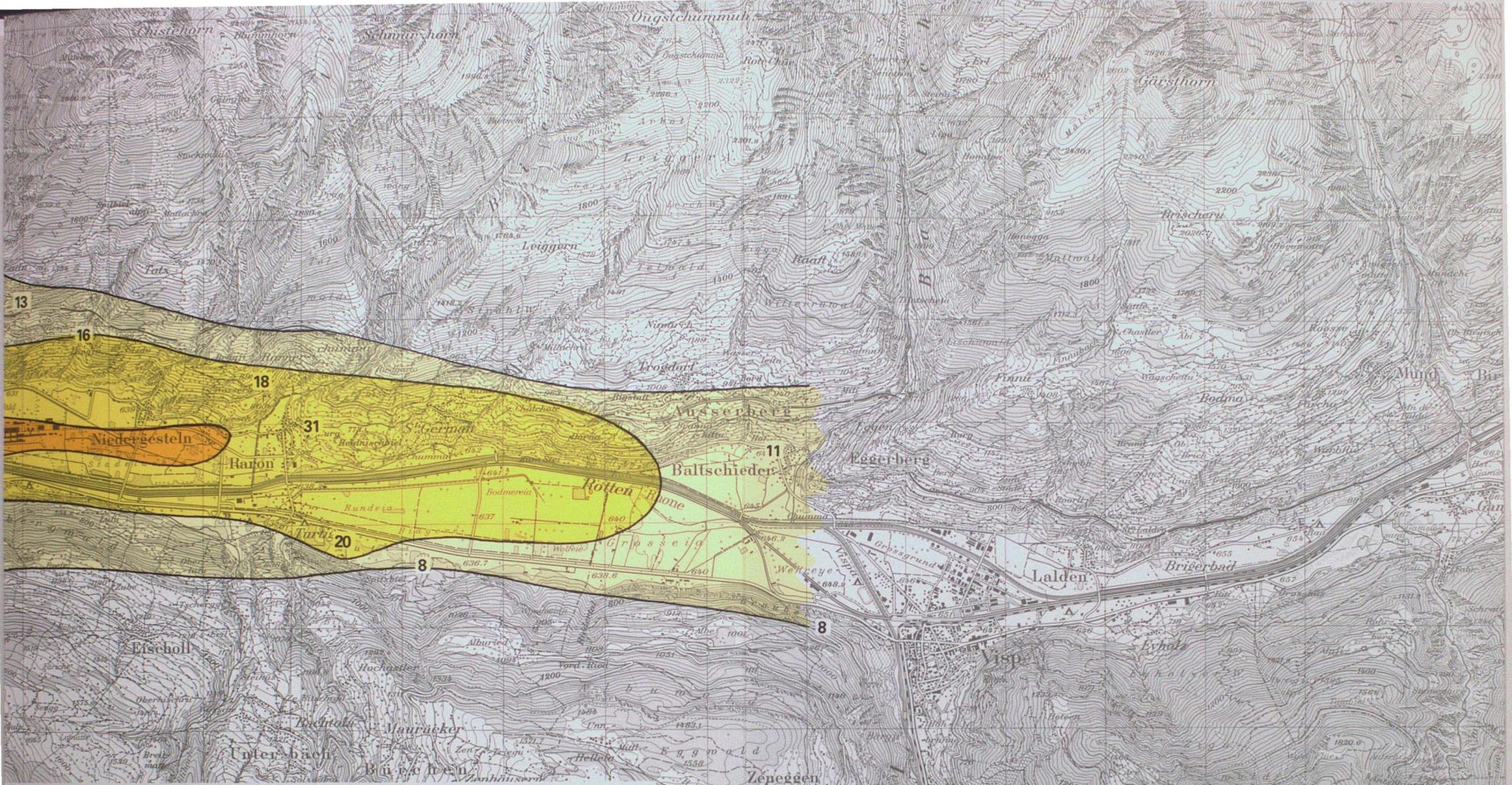
einzelnen Baumes (FERLIN, 1982) oder jene zwischen einzelnen Individuen der gleichen Art an einem Standort kann viele Prozente des Mittelwertes ausmachen. Abbildung 1.3 illustriert die Variabilität von Doppelproben, also den Analysenfehler. Die Summenhäufigkeit der Abweichungen dieser Doppelproben von ihrem Mittelwert, ausgedrückt in Prozent dieses Mittelwertes, zeigt, daß der mittlere Analysenfehler etwa 4 Prozent beträgt. Die Abweichungen der Fluorgehalte einzelner Bäume vom Mittelwert an einem Standort (3 bis 6 Bäume), betrug in diesen Erhebungen etwa 20 Prozent. Für eine Kartierung der Fluorbelastung kann man nur Fluorgehalte von Proben der gleichen Art miteinander vergleichen. Weil die natürlichen Fluorgehalte verglichen mit jenen der immissionsbelasteten Pflanzen niedrig sind und weil die Variabilität der Fluorgehalte an einer Meßstelle in der Regel unter einem Drittel des Standortsmittelwertes liegt, eignet sich die Waldföhre für Kartierungszwecke gut.

- Die *Topographie*, also die Kanalisierung der Winde, prägt das räumliche Verteilungsmuster der Immissionsstoffe. In dem von Leuk aus talabwärts aufgenommenen Panorama des Pfywaldes (Abbildung 1.4) sind die mittleren Fluorgehalte einiger Probenentnahmestellen als Säulen aufgetragen. Die längste Säule in der Nähe von Chippis entspricht 813 ppm F. Die kürzesten Säulen am gegenüberliegenden Talhang oberhalb Salgesch und Varen (7–12 ppm F) entsprechen den höchsten Werten aus dem Gebiet von Charrat und Saxon. Die Ausbreitung der Fluorimmissionen in der Talachse ist stark asymmetrisch und widerspiegelt die Häufigkeits- und Intensitätsverteilung der Winde. Das eindeutig abgrenzbare Fluorimmissionsgebiet der Hütte in Chippis reicht nur 3–4 km talabwärts in Richtung Sion. In einer Distanz von 8 bis 10 km talaufwärts geht es in jenes der Hütte Steg über (Abbildung 1.5, identisch mit Abbildung 5 = Karte). Der Einflußbereich der Fluoremittenten in Chippis und Steg reicht zusammen mit dem vermutlich geringen Beitrag aus dem Industriekomplex in Visp bis hinauf nach Brig. Inwiefern alle drei Hütten zusammen zu einer insgesamt erhöhten Grundbelastung der ganzen Talschaft führen, kann anhand dieser Erhebung nicht ausgemacht werden.
- Die Fluoranreicherung in Pflanzen hängt nicht nur vom Pegel der durchschnittlichen Belastung, sondern auch von der *Dauer* und der *Häufigkeit* der Immissionsepisoden und von der Art der *Fluorverbindungen* ab. Bei stabilen Inversionslagen verbleiben die Luftverunreinigungen im verhältnismäßig kleinen, talbodennahen Luftvolumen. Mehrtägige Episoden dieser Art können zu intensiven, schädigenden Immissionen führen. Sie sind selten und tragen gemessen an der Schadwirkung nur in geringem Ausmaße zum Fluorgehalt in der Pflanze bei. Die Art der fluorhaltigen Verbindungen in der Atmosphäre spielt eine überaus wichtige Rolle. Gasförmige Komponenten wie HF sind in ihrer unmittelbaren Wirkung weit toxischer als Stäube. Die Gase dringen sehr leicht ins pflanzliche Gewebe ein. Sie diffundieren durch die Spaltöffnungen und gehen im interzellulären Wasser sofort in Lösung (BENNET et al., 1973). In ionischer Form gelöst wird Fluor an die Stellen der stärksten Transpiration verlagert und reichert sich deshalb vorwiegend im marginalen Bereich der Blätter und Nadeln, also an jenen Stellen an, die sich in der Folge verfärben und absterben (HALBWACHS, 1963). Solche Blattrand- und Nadelspitzennekrosen sind für die Einwirkung von Fluorimmissionen charakteristisch, aber nicht spezifisch, da auch andere Einflüsse solche Schad-

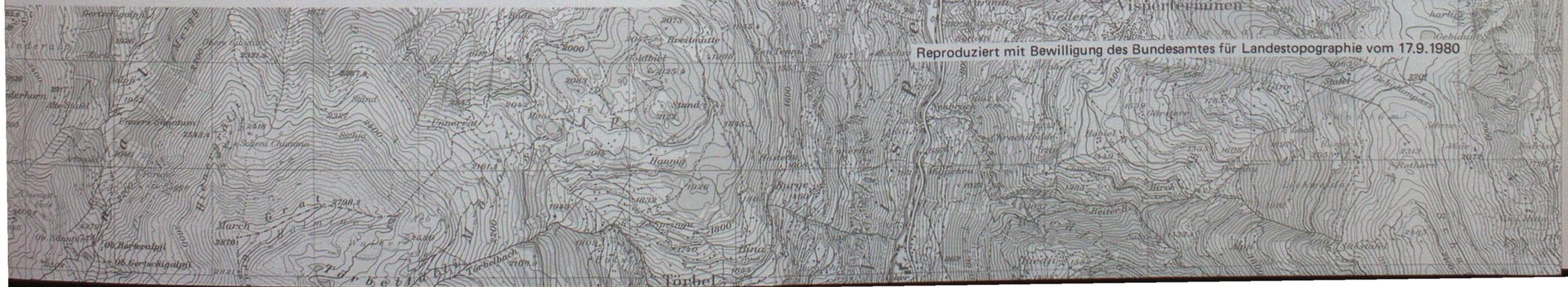
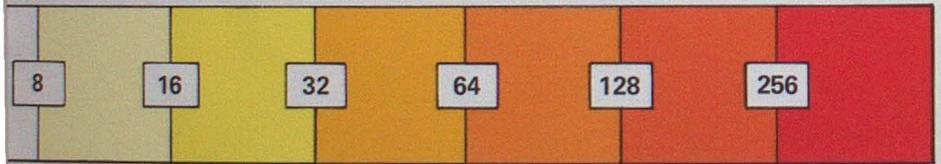
Abbildung 5 Räumliche Ausbreitung der Fluoremissionen aus den Aluminiumhütten Chippis und Steg, dargestellt anhand der Fluorgehalte des Föhrennadeljahrganges 1977 (Probeentnahme Juni, November 1977, März 1978). Die Werte der drei Erhebungen korrelieren sehr eng (Tab. 1). Die im Juni 1977 und März 1978 gemessenen Werte wurden deshalb auf die Basis des November 1977 umgerechnet. Kartengrundlage: Ausschnitt aus der LK 1:50 000, Blätter 273 Montana und 274 Visp.



Flu



gehalte von Föhrenadeln [in ppm] am Ende der 1. Vegetationsperiode



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 17.9.1980

symptome hervorrufen können. Die *fluorhaltigen Stäube* hingegen bleiben an den Blatt- und Nadeloberflächen haften. Die Sofortwirkung solcher Staubsedimente ist bestimmt geringer als jene der Gase. Sie, selbst jene von CaF_2 -Partikeln, sind jedoch mehr oder minder löslich in Wasser, können infolge Taubildung auf dem Blatt oder erst später auf oder im Boden in Lösung gehen. Langzeiteffekte, verursacht durch Mobilisierung dieser Immissionskomponenten, wurden bisher wenig beachtet und vermutlich unterschätzt (KELLER, 1973). Der staubförmige Anteil der Fluorimmissionen trägt jedenfalls zur Fluorbelastung bei, sollte unseres Erachtens also nicht ausgeklammert werden, wie dies oft geschieht. Der Fluoranteil in den oberflächlich anhaftenden Stäuben beträgt in der Umgebung der Hütte Chippis in der Regel etwa 15–30 Prozent des gesamten Fluorgehaltes der Föhrennadeln. Der mit Chloroform von den Nadeln abwaschbare Anteil (in Prozent des totalen Fluorgehaltes) ist in der Abbildung 1.6 in Abhängigkeit des totalen Fluorgehaltes aufgetragen. Die Wirkung der Waschung ist in den Rasterelektronenmikroskopaufnahmen klar erkennbar (Abbildung 1.7). Die ungewaschene Probe zeigt die mit Staub vermischten Wachsausblühungen rund um eine Spaltöffnung einer Föhrennadel. Selbstverständlich variiert der abwaschbare

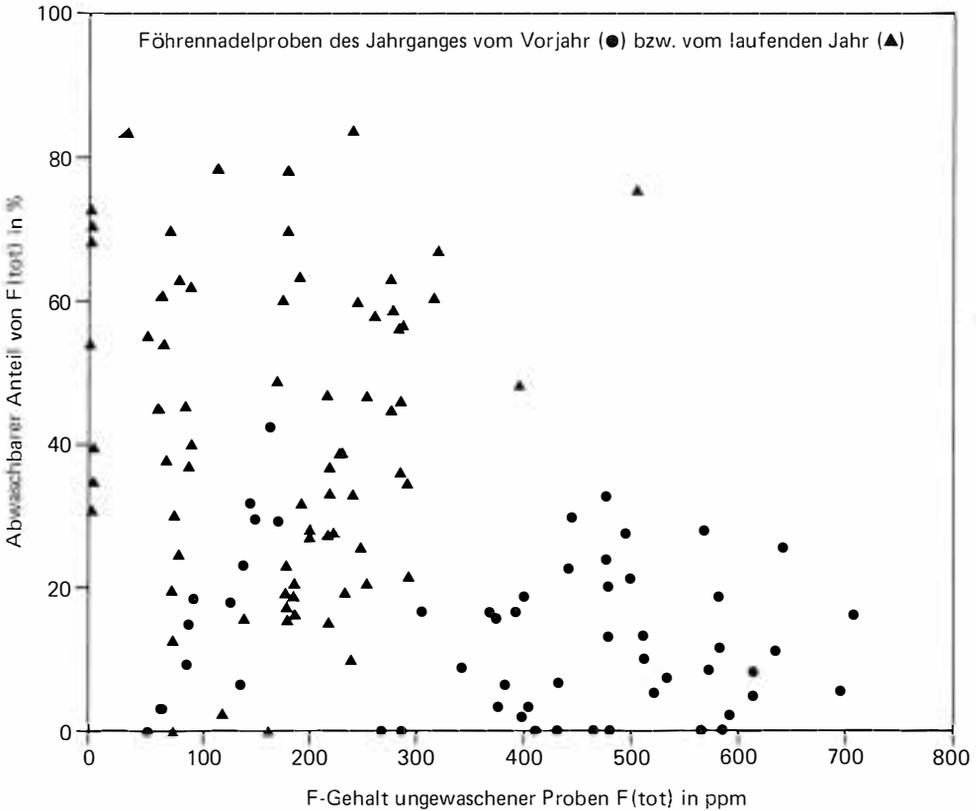
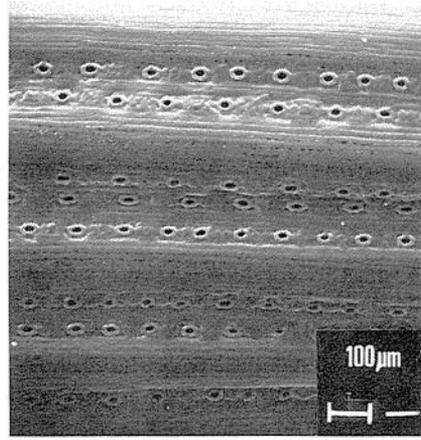
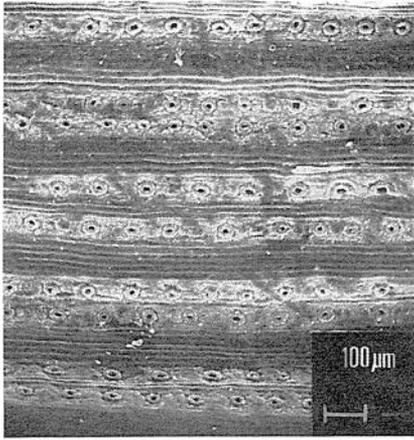
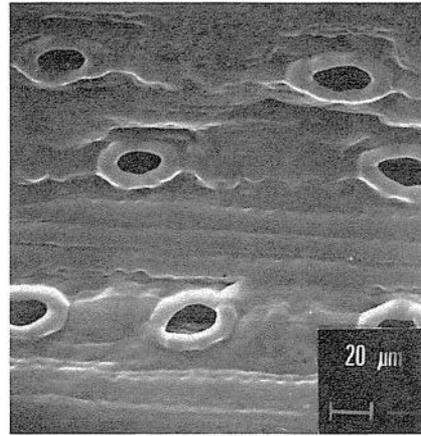
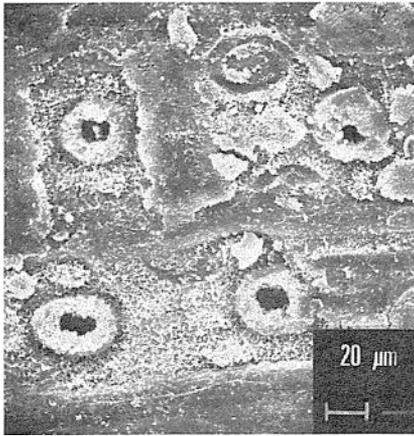


Abbildung 1.6 Prozentualer Anteil der mit Chloroform abwaschbaren Fluormenge, gemessen am totalen Fluorgehalt von Föhrennadelproben. Die oberflächlich anhaftenden Fluorstäube (siehe Abbildung 1.7) fallen an Nadelproben des Vorjahres offenbar weniger ins Gewicht.

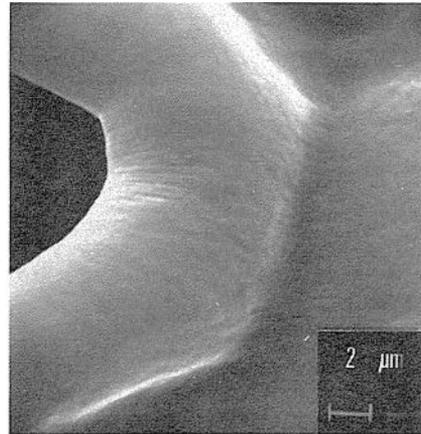
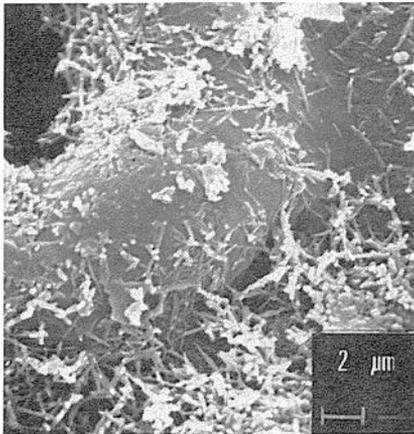


Maßstab

1 : 50



1 : 250



1 : 2500

Abbildung 1.7 Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen von Föhrennadeloberflächen.
Die Spaltöffnungen sind etwa $\frac{1}{50}$ mm im Durchmesser.

Links: ungewaschene Nadel, rechts: mit Chloroform gewaschene Nadel.

(Aufnahmen Frau D. Metzger, Pflanzenbiologisches Institut der Universität Zürich.)

Staubanteil je nach Nadelalter, Wetter und Immissionsverhältnissen der Periode vor der Probeentnahme. Der Anteil der abwaschbaren Fluorkomponente am gesamten Fluorgehalt ist bei den Nadelproben des Vorjahres geringer als bei solchen des laufenden Jahres. Der abwaschbare Anteil, ausgedrückt in ppm F, nimmt mit zunehmender Distanz vom Emittenten ab (Abbildung 1.8). Ausgedrückt in Prozent des totalen Fluorgehaltes ist diese Distanzabhängigkeit nicht oder wenigstens nicht deutlich auszumachen. Jedenfalls ist der Fluorgehalt von Nadeln und Blättern keine Konstante. Fluor reichert sich in Blättern und Nadeln an, wird aber auch ab- und ausgewaschen. Abbildung 1.9 zeigt den zeitlichen Verlauf des Fluorgehaltes von Föhrennadeln in verschiedenen Entfernungen zum Werk Chippis. Im Pfywald, also talaufwärts im Talboden, stieg der gesamte Fluorgehalt bis gegen das Ende der Vegetationsperiode 1977 an, sank anschließend aber deutlich ab. Auf der anderen Seite des Werkes Chippis in Richtung des Val d'Anniviers war der zeitliche Verlauf der Akkumulation jedoch systematisch verschieden. Trotz der erheblichen zeitlichen Variation und den lokalen Unterschieden im Akkumulationsverlauf korrelieren Fluorgehalte von Föhrennadeln, die in verschiedenen Zeitpunkten geerntet wurden, recht gut. Die während den Erhebungen im Juni 1977, November 1977 und März 1978 eingebrachten Nadelproben zeigten zwar verschieden hohe Fluorgehalte, in der Regel aber ähnliche relative Unterschiede zwischen den verschiedenen Belastungszonen (Tabelle 1.1). Das räumliche

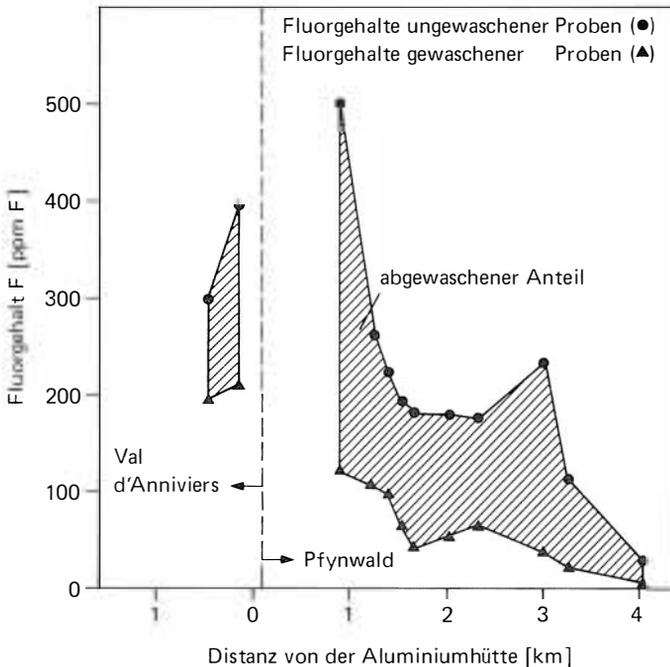


Abbildung 1.8 Fluorgehalte von ungewaschenen bzw. mit Chloroform gewaschenen Proben des Föhrennadeljahrganges 1978, entnommen nach einer mehrwöchigen regenfreien Periode im November 1978. Die Werte sind als Funktion der Entfernung von der Aluminiumhütte in Chippis aufgetragen.

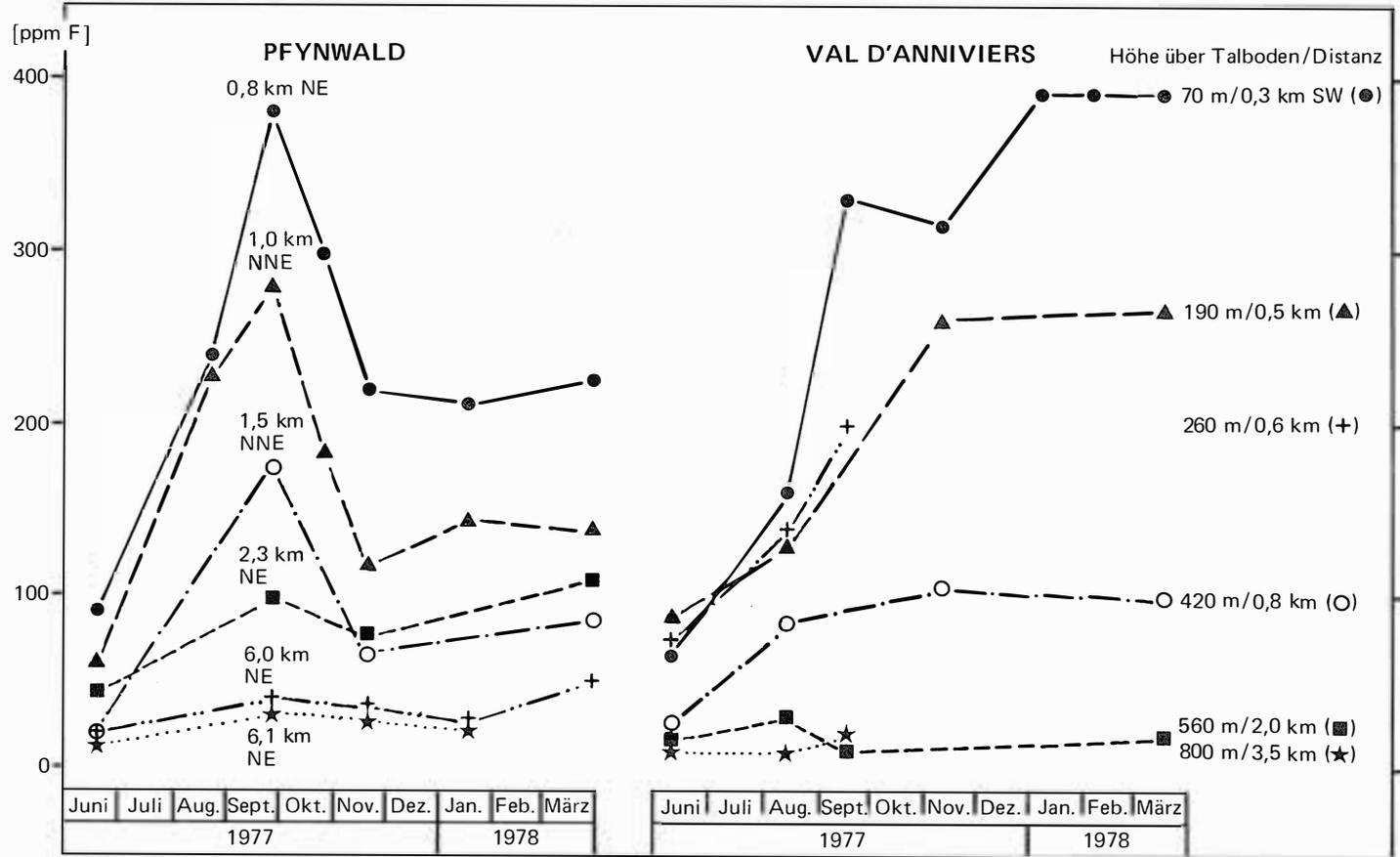


Abbildung 1.9 Zeitlicher Verlauf der Fluorakkumulation in den Föhrennadeln des Jahrganges 1977. Die verschiedenen Kurven beziehen sich auf die Probenentnahmestellen in verschiedener Entfernung von der Aluminiumhütte in Chippis. In der Hauptwindrichtung talaufwärts (Pfywald) nehmen die Fluorgehalte während der Vegetationszeit zwar schneller zu, im Herbst aber wieder deutlich ab.

Tabelle 1.1 Vergleichbarkeit der Fluorgehalte von verschiedenen alten Föhrenadelproben, die zu verschiedenen Zeiten geerntet wurden

Erhebung	Nadeljahrgang	Nadelalter (Monate)
Juni 1977	1977	1
Juni 1977	1976	13
November 1977	1977	6
November 1977	1976	18
März 1978	1977	10

Korrelationskoeffizienten zwischen den Fluorgehalten einzelner Föhren (N = Anzahl Werte)				
Nadelalter Monate	18	13		6
1	0,40 (27)	0,62 (29)		0,63 (28)
6	0,89 (29)	0,81 (28)		
13	0,80 (28)			
Korrelationskoeffizienten zwischen den Standortmittelwerten (*z u wenig Wertepaare)				
Nadelalter (Monate)	18	13	10	6
1	0,79 (8)	0,82 (8)	— *	0,85 (8)
6	0,98 (8)	0,95 (8)	0,98 (18)	
10	0,95 (7)	— *		
13	0,96 (8)			

Verteilungsmuster war also ungeachtet des Probeentnahmezeitpunktes annähernd das gleiche. Für künftige Überwachungsaufgaben folgt daraus, daß die Fluorbelastung über mehrere Vegetationsperioden an wenigen Probeentnahmestellen verfolgt werden kann. Aus dieser Erkenntnis ergibt sich eine kostengünstige Strategie für die Immissionsüberwachung der nächsten Jahre.

6 Andere Immissionen nicht akkumulierbarer Luftverunreinigungen

Die eingehende Analyse der Fluorimmissionen darf nicht darüber hinwegtäuschen, daß im Wallis auch andere, nur schwer nachweisbare Immissionen eine nicht unbedeutende Rolle spielen können:

Für die Bildung von «Smog», wie man ihn aus dem Los-Angeles-Becken kennt, sind im Wallis die klimatischen Voraussetzungen gegeben. Bei hoher Einstrahlung und bei stabilen Inversionslagen werden primäre Luftverunreinigungen wie Stickstoffoxide auf photochemischem Weg in stark oxidierende Verbindungen umgewandelt. Die Pflanzen reagieren auf diese Substanzen sehr empfindlich. Für den Nachweis solcher Immissionseinwirkungen verwendet man z. B. spezifisch ozonempfindliche Tabaksorten, welche darauf hinweisen, daß dem Walliser Smog mehr Beachtung geschenkt werden sollte.

7 Literaturverzeichnis

- BENETT, J. H., HILL, A. C., GATES D. U., 1973: A model for gaseous pollutant sorption by leaves. *J. of Air Pollution Contr. Assoc.* 23, 11: 957-962.
- BOLAY, A., BOVAY, E., NEURY, G., QUINCHE, J.-P., ZUBER, R., 1971: Dégâts aux abricots et à d'autres fruits par les composés fluorés. *Rev. suisse de viticult. horticult.* III, 3: 78-81.
- BOVAY, E., BOLAY, A., 1965: La dispersion des gazes fluorés dans le Valais central. *Station féd. d'essais agr. Lausanne*, Nr. 739: 1-4.
- BOVAY, E., ZUBER R., 1971: Nécroses sur abricots: Essais de gazage au moyen d'acide fluorhydrique. *Rev. suisse de viticult. horticult.* III, 3: 82-92.
- CLERC, PH., ROH, P. D., 1979: Effets du fluor sur la végétation lichénique corticole autour de la région de Martigny VS. *Bull. de la Murith.* 96: 23-41.
- DESBAUMES, P., BOVAY, E., 1971: Détermination des immissions fluorées au moyen d'appareil d'absorption statique type Harding modifié. *Rev. suisse de viticult. horticult.* III, 3: 75-77.
- FAES, H., 1921: Les dommages causés aux cultures par les usines d'électro-chimie. 107 S., Lausanne/Paris, Payot.
- FERLIN, P., FLÜHLER, H., und POLOMSKI, JANINA, 1982: Immissionsbedingte Fluorbelastung eines Föhrenstandortes im Unteren Pfywald. *Schweiz. Z. f. Forstw.* 133, 2: 139-157.
- GAILLARD, E., FRANCEY, J., 1960: Expertise sur les dégâts causés aux forêts des environs de Sierre 1960. (Dienstakten des Forstinspektorates des Staates Wallis.)
- GARBER, K., 1967: Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. 279 S., Berlin-Nikolassee, Bornträger.
- HALBWACHS, G., 1963: Untersuchungen über gerichtete aktive Strömungen und Stoffwechseltransporte im Blatt. *Flora* 153: 333-357.
- KELLER, TH., 1973: Zur Phytotoxizität staubförmiger Fluor-Verbindungen. *Staub, Reinh. Luft* 33: 395-397.
- KRONBERGER, W., HALBWACHS, G., 1974: Über eine einfache Methode zur Bestimmung des Fluorgehaltes von Pflanzen mittels ionenspezifischer Elektrode. IX. Int. Tag d. Luftverunreinig. Forstwirtschaft., Zbraslav. Tagungsber., 121-129.
- MÜLLER, E., 1939, 1946 und 1953: 1., 2. und 3. Expertenbericht über die Schäden in den Thelwäldungen der Burgergemeinde Visp. (Dienstakten des Forstinspektorates des Staates Wallis.)
- QUINCHE, J.-P., 1973: La pollution des cultures arboricoles et viticoles du Valais par le fluor en 1970 et 1971. *Rev. suisse de viticult. horticult.* V, 4: 113-120.
- SCHWAGER, H., KELLER, TH., 1976: Zur Mikrobestimmung des Gesamtschwefels in Pflanzenewebe. *Int. J. of Environ. Anal. Chem.* 4: 275-284.
- WILLE, F., 1922: Die Rauchschaadenfrage der Aluminiumfabriken mit besonderer Berücksichtigung der Aluminiumfabrik Chippis. 66 S., Berlin, Parey.