

**DIE IMMISSIONSSITUATION
UM DAS ALUMINIUMWERK
DER AMAG RANSHOFEN**

Ruth BAUMANN
Helmut HOJESKY
Klaus RADUNSKY

Umweltbundesamt

Wien 1989

Weitere Mitarbeiter/innen waren außerdem am Zustandekommen der Studie beteiligt:

Franz Rokop und Wolfgang Hartl (Betreuung der Meßstationen, Tausch der Niederschlagssammelgefäße), Friedrich Lagler und Karl Tschaler (Kontrolle und Kalibrierung der Meßgeräte), Klaus Radunsky, Wilhelm Schenzel und Constantin Zafiriadis (chemische Analysen, Stichproben- und mobile Schwefelmessungen), Herbert Schentz (Isoliniendarstellungen), Elisabeth Lössl (Layout), Hildegart Bernard (Schreibarbeiten).

Zum Titelfoto: Das Bild zeigt das Aluminiumwerk Ranshofen in einer Luftaufnahme aus dem Jahre 1982. Im Photo bilden sich Nadelwälder als dunkelgrüne bis braune Flächen ab, Laubwälder bzw. niedere Vegetation (Wiesen, Sträucher, ...) lassen sich durch die rote Farbe erkennen. Westlich des Werkes liegt die Ortschaft Ranshofen.

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1010 Wien, Biberstraße 11.

Druck: Fa. Riegelnik, 1080 Wien

Luftaufnahmen und Kartendruck: freigegeben gem. Bescheid des BM f. Bauten und Technik, ZI: 46 222/172-IV/6/82, vervielfältigt mit Genehmigung des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (Landesaufnahme) in Wien, ZI: L 62 933/88 und der Karthographischen Anstalt Walter Mayr, Innsbruck

© Umweltbundesamt, Wien, Mai 1989

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-016-3

KURZFASSUNG

Das Aluminiumwerk der Austria Metall AG (AMAG) in Ranshofen umfaßt im wesentlichen die aus den 40er Jahren stammende Elektrolyseanlage, ein Heizhaus sowie mehrere ab den 70er Jahren errichtete Anlagen zur Aluminiumweiterverarbeitung oder -aufbereitung (Walzwerk, Gießwerk, Preßwerk, Felgenwerk, Umschmelzanlage). Die Umwelt wird u.a. durch eine Vielzahl von Emissionen in die Atmosphäre (vor allem Wasserstofffluorid), durch hohe Abwassermengen sowie durch große Abfallmengen (Deponie von giftigen Schlacken) belastet.

Im Rahmen eines Verfahrens nach §79a Gewerbeordnung führte das Umweltbundesamt eine Erhebung der Immissionssituation, bestehend aus Messungen und Ausbreitungsrechnungen, für die Luftschadstoffe Wasserstofffluorid (HF), Schwefeldioxid (SO₂) und Staub in der Umgebung des Aluminiumwerks der AMAG in Ranshofen durch. Die Messungen wurden zwischen Jänner 1986 und März 1987 durchgeführt; für alle drei Komponenten wurde die Immissionskonzentration und darüber hinaus für Fluorid die Deposition bestimmt. In Ergänzung dazu wurde die Ausbreitung dieser Luftschadstoffe in der Atmosphäre für die Altanlage und die geplant gewesene Neuanlage berechnet.

Die Elektrolyseanlage emittiert neben Fluoriden (gasförmig und an Staub gebunden, 240 t/a), SO₂ (160 t/a) und Staub (870 t/a) auch Stickstoffoxide (25 t/a) und einen gewissen Anteil an Polyaromaten. Literaturangaben von einer vergleichbaren Anlage aus dem Ausland zeigen, daß mit Emissionen von rund 370 t Polyaromaten pro Jahr zu rechnen ist. Der Anteil des krebserregenden Benzo-a-pyrens ist dabei mit etwa 2,5% (das sind rund 10 t/a) anzunehmen.

Weitere Emissionsquellen sind die Umschmelzanlage und die Gießerei (für Staub, Chlor bzw. Chloride) sowie das Heizhaus (für SO₂, Staub und Stickstoffoxide).

Immissionsmessungen in der Umgebung des Aluminiumwerks und insbesondere an einem in Werksnähe befindlichen Standort (Entfernung vom Emissionsschwerpunkt des Werks rund 1.200 m) brachten bezüglich der Einhaltung/Überschreitung von Grenzwerten folgende Ergebnisse:

- 1) Die Grenzwerte gemäß der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (s. S. 12-14 des Berichts) wurden für
 - HF im Winter bis zum 4-fachen und im Sommer bis zum 18-fachen (in beiden Fällen für den Halbstundenmittelwert)
 - SO₂ bis zu 40% (für den Halbstundenmittelwert) in zwei von fünf mit Messungen belegten Sommermonaten und bis zu 100% (des 97,5-Perzentils) in drei der fünf Wintermonate überschritten.
- 2) Die Bedingungen gemäß den Luftqualitätskriterien SO₂ der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (s. S. 17 und 18) wurden
 - im Sommer für Zone 1 in 20% der Tage, für Zone 2 in 3% der Tage und
 - im Winter für Zone 1 in 30% der Tage, für Zone 2 in 13% der Tage und für Zone 3 in 4% der Tage verletzt. Die meisten Verletzungen betrafen den Tagesmittelwert von Staub.
- 3) Der Grenzwert für SO₂ in Verbindung mit Staub nach der Anlage 1 der im Jahr 1987 zwischen Bund und Ländern geschlossenen Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG (s. S.15) wurde einmal um 40% überschritten.

-
- 1) Das Überschreiten eines Grenzwertes alleine bedeutet jedoch nicht, daß damit auch eine bestimmte Stufe des Smogalarmes vorliegt. Dazu müssen weitere Auslösekriterien (z.B. Abzahl der Meßstellen, die eine bestimmte Stufe auslösen; Andauer einer Situation) erfüllt sein, die zur Zeit für ein Smogalarmgesetz erarbeitet werden.

- 4) Der Grenzwert für die Vorwarnstufe gemäß der Studie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften über Alarmwerte für SO₂ in Verbindung mit Staub (s. S.18, 19) wurde 17mal, der Grenzwert für die Warnstufe (gleichwertig mit jenem der Anlage 1 der Immissionsschutzvereinbarung) 1mal und der Grenzwert der Alarmstufe ebenfalls 1mal (um 10%) überschritten.¹⁾
- 5) Die Ergebnisse zeigten ferner, daß sich das von erhöhten Immissionen betroffene Gebiet zumindest bezüglich Fluorid und SO₂ ellipsenförmig um das Werk ausdehnt, wobei einer relativ großen West-Ost-Ausdehnung eine deutlich geringere Nord-Süd-Ausdehnung – entsprechend der Windrichtungsverteilung – gegenübersteht.
- 6) Aus den Meßergebnissen abgeleitete Abschätzungen über die Ausdehnung des Gebietes, in welchem die Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen für HF im Sommerhalbjahr überschritten werden, ergaben eine Entfernung von etwa 7 km sowohl in westlicher als auch in östlicher Richtung vom Werk.

Die Erhebung zeigte, daß das Aluminiumwerk der AMAG zumindest im Bereich von einigen Kilometern Entfernung den überwiegenden Beitrag zur Immissionsbelastung von HF, SO₂ und Staub liefert, wobei allerdings bezüglich des Staubes zur näheren Quantifizierung weitere Messungen erforderlich wären.

Die Ausbreitungsrechnung ergab, daß die Belastungen durch Fluorid überwiegend aus der in geringer Höhe emittierten Hallenabluft stammen.

Für ein Gebiet 10 km westlich der AMAG (Überackern) konnte bis Juli 1986 eine aus Quellen in der BRD stammende Fluoridbelastung von geringer absoluter Höhe nachgewiesen werden.

Ein für ausgewählte einzelne Halbstundenmittelwerte der Fluoridkonzentration bei den Ausbreitungsclassen 2, 3, 4 und 5 durchgeführter Vergleich zwischen den mittels Ausbreitungsrechnung berechneten und den gemessenen Werten erbrachte, daß die berechneten Werte stets etwas über den gemessenen Werten lagen, wobei die Abweichungen bei den näher zum Werk gelegenen Meßstellen (Entfernung 500 m) größer waren.

Zuletzt wurde auch der Immissionsbeitrag der geplant gewesenen neuen Elektrolyse berechnet. Es wurden die Daten des Planungsstandes Frühjahr 1987 (Jahresproduktion 84.000 t Al, spezifische Emission von 0,50 kg HF/t Al) herangezogen. Für die Schadstoffe Fluorid, SO₂ und Staub wäre bezüglich maximaler Halbstundenmittelwerte und ohne Berücksichtigung von Inversionslagen oder Calmen (Windstille) mit folgenden Veränderungen gegenüber der Altanlage zu rechnen gewesen:

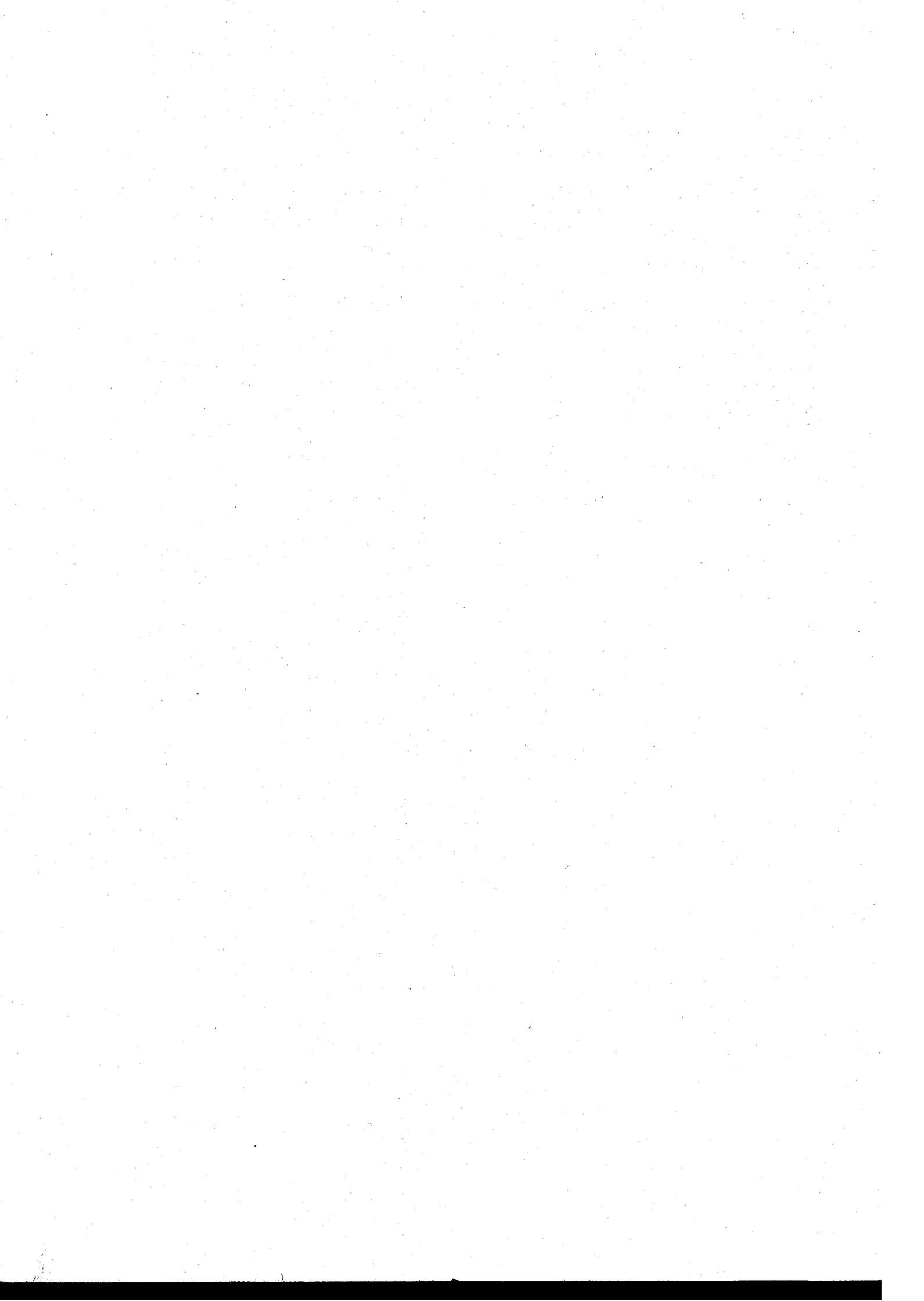
- Bei Fluorid hätte sich die Immissionskonzentration im Vergleich zur Altanlage etwa um den Faktor 5 verbessert. Trotzdem wären die Grenzwerte der 2. Forstverordnung insbesondere im Sommer (Grenzwert 0,9 µg HF/m³) und bei bestimmten Ausbreitungsclassen bis zu Entfernungen von maximal etwa 4 km vom Emissionsschwerpunkt der Neuanlage überschritten worden.
- Bei SO₂ hätte sich der Immissionsbeitrag der Elektrolyse im Nahbereich der Anlage verringert, ab etwa 800 m Entfernung jedoch vergrößert. Der im Sommer laut 2. Forstverordnung geltende Maximalwert für den Halbstundenmittelwert von SO₂ von 0,15 mg/m³ wäre in Entfernungen bis zu 200 m vom Emissionsschwerpunkt der neuen Elektrolyse überschritten worden. Zusammen mit dem Immissionsbeitrag des Heizhauses wäre der für den Winter geltende Maximalwert von 0,30 mg SO₂/m³ bis in rund 600 m Entfernung vom Emissionsschwerpunkt der neuen Elektrolyse überschritten worden, der für den Sommer geltende Maximalwert von 0,15 mg SO₂/m³ bis in etwa 2,5 km.
- Bei Staub hätten sich die maximalen Immissionskonzentrationen bis zu zwei Drittel verringern können. Die maximalen Immissionskonzentrationen hätten allerdings bei bestimmten Ausbreitungsbedingungen immer noch rund 0,55 mg Staub/m³ betragen; diese Werte wären in einer Entfernung von rund 200 m bis 500 m vom Emissionsschwerpunkt der neuen Hallen aufgetreten.

- Bei SO₂ in Verbindung mit Staub wären außerhalb des Werksgeländes Überschreitungen der Grenzwerte der Anlage 2 der Immissionsschutzvereinbarung (s. S.15, 16) zu erwarten gewesen.

Bei Wetterlagen mit Calmen bzw. bei Auftreten von Inversionen hätten infolge der Anreicherung der Schadstoffe in den bodennahen Luftschichten für alle Komponenten noch höhere Schadstoffkonzentrationen am Boden auftreten können.

Eine Verbesserung der Immissionssituation, die durch das Projekt der Neuanlage zu erwarten gewesen wäre, wäre nur bezüglich der Schadstoffe Fluorid und Staub aufgetreten. Da die Emission von SO₂ gegenüber der Altanlage um rund das Sechsfache zugenommen hätte, wäre es teilweise zu einer Erhöhung der Immissionskonzentration sowie zu einer großräumigen Erhöhung der Sulfatdeposition bzw. der Versäuerung gekommen. Die Verbesserung der Luftgüte wäre insgesamt als ungenügend zu betrachten gewesen.

Vom Standpunkt der Lufthygiene ist zwar die Entscheidung gegen den Neubau einer Elektrolyseanlage in Ranshofen zu begrüßen, die Umweltbelastung durch die bestehende Elektrolyseanlage ist jedoch noch wesentlich größer. Daher müßte anhand der vorliegenden Ergebnisse der Immissionsmessungen geprüft werden, wie lange ein weiterer Betrieb der Elektrolyse in der bisherigen Form zu rechtfertigen ist.



SUMMARY

The aluminium plant of the Austria Metall AG (AMAG) in Ranshofen (Austria) comprises mainly the electrolyse plant built in the forties, a boiler house as well as several works for aluminium processing or treatment (rolling mill, foundry, moulding works, rim works, refinery) constructed from the seventies onward. The environment is inter alia polluted by a multitude of emissions into the atmosphere (above all hydrogen fluoride), by high quantities of sewage as well as by large amounts of waste (landfills of toxic slags).

In the course of a procedure according to § 79a of the Industrial Code the Federal Environmental Agency carried out an investigation on the present air quality situation in the surroundings of the aluminium works of the AMAG in Ranshofen which consisted in measuring the pollutants hydrogen fluoride (HF), sulfur dioxide (SO₂) and particles and computing their atmospheric diffusion by means of a Gaussian plume model. The measurements were carried out between January 1986 and March 1987. The ambient concentration of these three constituents and the total deposition of fluoride was determined. Additionally the atmospheric diffusion as well as the resulting ambient concentration of these air pollutants was calculated for the old plant and the intended new plant whose construction was planned at this stage of investigation.

Apart from fluorides (gaseous fluorides and particles, 240 t/a), SO₂ (160 t/a) and particles (870 t/a), the electrolysis plant emits also nitrogen oxides (25 t/a) and an unknown percentage of polyaromatic compounds. Literature on a comparable foreign plant (see ALFHEIM and WIKSTRÖM 1984: the Emission of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and of Mutagens from an Aluminium Smelting Plant using the Söderberg Process) has shown that emissions to the amount of 370 t polyaromatic compounds p.a. are to be expected. The share of the carcinogenic benz-a-pyrene can be estimated at about 2,5% (which is about 10 t/a).

Further sources of emissions (of particles, chlorine or chlorides) are the refinery and the foundry as well as the boiler house (of SO₂, particles and nitrogen oxides).

Measurements of the ambient concentration in the surroundings of the aluminium plant and especially at a site close to the plant (distance to the centre of emission of the plant about 1.200 m) brought the following results concerning the observance/exceeding of air quality standards.

- 1) The standards according to the "Second Forest Regulation on Noxious Air Pollutants" (see page 12 to 14 of this paper) have been exceeded
 - of HP up to four times in winter and up to 18 Times in summer (in both cases for the half-hour average)
 - of SO₂ up to 40% (for the half-hour average) in two of five summer months during which measurements were carried out and up to 100% (of the 97.5 percentile) in three of five winter months.
- 2) the regulations according to the "Air Quality Criteria of SO₂" of the Austrian Academy of Sciences (see page 17 and 189) have been violated
 - in summer in zone 1 on 20% of the days, in zone 2 on 3% of the days and
 - in winter in zone 1 on 30% of the days, in zone 2 on 13% of the days and in zone 3 on 4% of the days.

Most violations concerning the daily average of particle concentrations.

- 3) In compliance with provision 1 of the "Agreement on Immission Protection" reached between the federal and regional governments according to Article 15a of the Federal Constitutional Law (Agreement of 1987, see page 15), the standard of SO₂ in combination with particles has once been exceeded by 40%.

- 4) According to the expertise of the Austrian Academy of Sciences on alarm limits for SO₂ in combination with particles (see page 18 and 19), the early warning phase limit has been exceeded 17 times, the warning phase limit (which corresponds to the standard of provision 1 of the Agreement in Immission Protection) once and the alert phase limit also once (by 10%).¹⁾
- 5) Furthermore the results have shown that the area affected by a higher ambient concentration is spreading elliptically around the plant, at least as far fluoride and SO₂ are concerned. The long West–East axis contrasts with a significantly shorter North–South axis, corresponding to the distribution of the wind direction.
- 6) Estimates which were derived from the results of the measurements on the dimensions of the area in which the HF standards of the "Second Forest Regulation on Noxious Air Pollutants" have been violated during the six months of summer have shown an extension of about seven kilometres both in the western as well as in the eastern direction of the plant.

The investigation has proved that the aluminium plant of the AMAG mainly causes the ambient concentration of hydrogen fluoride, sulfur dioxide and particles, at least within a range of several kilometres around the plant; however, as far as the particles are concerned, further measurements would be necessary to quantify the ambient concentrations precisely.

The results of the diffusion model have shown that the pollution by fluoride mainly emanates from the waste air emitted by the workshop halls at a low altitude.

Until July 1986 it was possible to prove a low fluoride pollution coming from sources in the FRG in an area 10 km west of the AMAG (near the village of Überackern).

A comparative study between the values determined by means of the diffusion model and the values measured carried out for selected half-hour averages of the fluoride concentration during unstable, indifferent and relatively stable atmospheric conditions has shown that the determined values have always been slightly higher than the values measured. The deviations have been more significant at the measuring sites near the plant (at a distance of 500 m).

Finally also the contribution of the intended new electrolysis plant to the ambient concentration was computed on the basis of the data of the spring 1987 planning schedule (annual production 84.000 t Al, specific emissions of 0.50 kg HF/t Al). On the basis of the highest half-hour averages of the pollutants fluoride, SO₂ and particles and without taking into account inversions or calms, the following modifications would have resulted in comparison with the old plant:

- the ambient concentration of fluoride would have improved approximately five times as compared with the old plant. Nevertheless, the standards of the "Second Forest Regulation" would have been exceeded especially in summer (tolerable maximum 0,9 µg HF/m³) and under certain diffusion conditions up to a distance of maximally 4 km from the centre of emission of the new plant.
- the ambient concentration of sulfur dioxide would have decreased close to the plant, but from about 800 m onwards it would have increased. The summer maximum for the half-hour average of SO₂ of 0,15 mg/m³ (in compliance with the "Second Forest Regulation" would have been exceeded within 200 m from the centre of emission of the new electrolysis plant. Together with the pollution caused by the boiler house, the winter maximum of 0,30 mg SO₂/m³ would have been exceeded within a distance of about 600 m from the centre of emission of the new electrolysis plant, the summer maximum of 0,15 mg SO₂/m³ within about 2,5 km.

¹⁾ Merely exceeding a limit, however, does not mean that a certain phase of smog alarm has been reached. For this other release criteria (e.g. a number of measuring installments triggering a certain phase; continuation of a situation) have to be met which are presently being worked out for law on smog alarm.

- the highest ambient concentrations of particles could have been reduced up to two thirds. Under certain conditions of diffusion the highest ambient concentrations, however, would still have amounted to about 0,55 mg particles/m³. these values would have resulted at a distance of about 200 m to 500 m from the centre of emission of the new workshop halls.
- the standards of the second Provision of the "Agreement on Immission Protection" (see page 15 and 16) concerning sulfur dioxide in combination with particles would have been violated outside the plant.

Under certain weather conditions with calms and/or inversions, even higher pollutant concentration of all constituents could have occurred near the surface as a consequence of an increase in pollutants fluoride and particles would have improved. As the emission of SO₂ would have increased by about six times as compared with the old plant, there would have been a partial increase in the ambient concentration and a large-scale increase of the sulphate depositions and acidification. In all, the quality of the air would have insufficiently improved.

It is true that from the point of view of air quality the decision against a new electrolysis plant in Ranshofen has to be welcomed, but the environmental pollution caused by the existing electrolysis plant is even more severe. Therefore the results of the ambient air measurements of this study should help to decide how long it can be justified to continue operation of the electrolysis plant in its present form.



INHALTSVERZEICHNIS

1 EINLEITUNG	1
2 ALUMINIUMWERK DER AUSTRIA METALL AG IN RANSHOFEN: BESCHREIBUNG DES IST-ZUSTANDES	3
2.1 Bestehende Elektrolyseanlage der Austria Metall AG in Ranshofen	3
2.2 Emissionen der Elektrolyseanlage	3
2.3 Emissionen aus anderen Anlageteilen	6
2.4 Energieverbrauch der Elektrolyseanlage	6
3 GRENZWERTE FÜR DIE BEURTEILUNG DER IMMISSIONSSITUATION	9
3.1 Wasserstofffluorid	9
3.1.1 Forstverordnung	9
3.1.2 Landesgesetzblatt für Oberösterreich	10
3.2 Schwefeldioxid	10
3.2.1 Forstverordnung	10
3.2.2 Immissionsschutzvereinbarung Art. 15a B-VG	11
3.2.3 Landesgesetzblatt für Oberösterreich	11
3.2.4 Luftqualitätskriterien SO ₂ der Österreichischen Akademie der Wissenschaften	12
3.2.5 Alarmwerte für SO ₂ und Staub der Österreichischen Akademie der Wissenschaften	13
3.3 Zur Beurteilung herangezogene Grenzwerte	13
4 BISHERIGE MESSUNGEN DURCH ANDERE INSTITUTIONEN	15
4.1 Bioindikatornetz	15
4.2 Fluoridkonzentrationsmessungen	17
4.3 Bleikerzenanalysen	19
4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse bisheriger Messungen	19
5 AUSBREITUNGSRECHNUNG ALTANLAGE	21
5.1 Grundlagen	21
5.1.1 Atmosphärische Schichtung	24
5.1.2 Windverhältnisse im Raum Ranshofen	24
5.1.3 Häufigkeit der Ausbreitungsklassen	25
5.2 Anwendung des Modells auf das Werk der AMAG Ranshofen	29
5.2.1 Berechnung der Fluoridimmissionskonzentration	31
5.2.2 Berechnung der Schwefeldioxidimmissionskonzentration	34
5.2.3 Berechnung der Staubimmissionskonzentration	37

6	MESSUNGEN DER FLUORIDDEPOSITION	41
6.1	Allgemeines	41
6.2	Meßergebnisse	44
6.3	Beeinflussung des Depositionsfeldes durch weitere Quellen	54
7	MESSUNGEN DER FLUORIDKONZENTRATION	63
7.1	Allgemeines	63
7.2	Meßergebnisse	65
7.3	Abschätzung der Vorbelastung auf Grund der Immissionsmessungen	71
7.4	Abschätzung der Höchstbelastung auf Grund der Immissionsmessungen	71
7.5	Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Werten	73
8	KONTINUIERLICHE MESSUNG DER SCHWEFELDIOXID- UND STAUB-KONZENTRATION SOWIE MOBILE MESSUNGEN DER SCHWEFELDIOXIDKONZENTRATION	79
8.1	Allgemeines	79
8.2	Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen	79
8.3	Beurteilung der Schwefeldioxid-/Staubimmissionskonzentration anhand von Grenzwerten	91
8.4	Mobile Messungen der Schwefeldioxidkonzentration	93
9	PROJEKT DES NEUBAUS DER ELEKTROLYSEANLAGE	97
10	IMMISSIONSSITUATION NEUANLAGE	101
10.1	Ausbreitungsrechnung	101
10.1.1	Allgemeines	101
10.1.2	Berechnung der Fluoridimmissionskonzentration	103
10.1.3	Berechnung der Schwefeldioxidimmissionskonzentration	109
10.1.4	Berechnung der Staubimmissionskonzentration	115
10.1.5	Zusammenfassung der Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung	121
10.2	Abschätzung der von Grenzwertüberschreitungen von Fluorid betroffenen Fläche	121
11	LITERATURHINWEISE	123
A N H A N G A	125
1	Sammlung	126
2	Analyse	127
3	Verfahrenskenngrößen	127
A N H A N G B	129
A N H A N G C	155
A N H A N G D	197

1 EINLEITUNG

Auf Grund von Anliegerbeschwerden beauftragte das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz das Umweltbundesamt, Immissionsmessungen nach § 79a Gewerbeordnung¹⁾ im Bereich des Aluminiumwerkes Ranshofen durchzuführen (Erlaß Zl. III-52.442/2-4/85 vom 1.10.1985). Es sollten insbesondere die luftverunreinigenden Stoffe Wasserstofffluorid (HF), Schwefeldioxid (SO₂) und Staub erfaßt werden.

Seitens des Umweltbundesamtes wurde die Abteilung für Lufthygiene mit der Meßplanung und -durchführung betraut. Am 2./3. Dezember 1985 wurde im Gebiet Ranshofen ein Lokalaugenschein unternommen; es gab erste Kontaktgespräche mit Vertretern des Werks, der offiziellen Stellen (Stadt Braunau, Bezirkshauptmannschaft) sowie mit Beschwerdeführern. Außerdem bekamen die Vertreter der Abteilung Gelegenheit zu einer Werksbesichtigung.

Die Meßplanung konnte auf zahlreich vorliegenden Untersuchungen aufbauen. Die Messungen des Umweltbundesamtes betreffen ausschließlich Luftschadstoffe. Der Schwerpunkt der Messungen lag auf der Erfassung der Fluoride. Wasserstofffluorid kommt infolge seiner schädigenden Wirkung speziell auf Nadelbäume große Bedeutung zu.

Die Messungen sollen als Basis für die Beurteilung der Luftbelastung, die die Aluminiumhütte der Austria Metall AG (AMAG) verursacht, dienen. Die Beurteilung erfolgt anhand festgelegter Grenzwerte (s. Abschnitt 3).

Um einen Überblick über die räumliche Verteilung der Fluoride zu bekommen, wurde ein Depositionsmeßnetz (s. Abschnitt 6) errichtet. Die Messungen dienten auch zur Abgrenzung des Ausbreitungsfeldes der Emissionen der Elektrolyse der AMAG gegenüber anderen Großemittenten auf bayerischem Gebiet in der Umgebung von Burghausen bzw. Töging-Altötting. Das Meßnetz wurde von 20./21. Jänner 1986 bis 10. Dezember 1986 betrieben.

Die Erfassung von HF-Konzentrationen erfolgte mittels Stichprobenmessungen nach dem Silberkugelsorptionsverfahren (s. Abschnitt 7); für zusätzliche kontinuierliche Messungen stand kein Gerät mit ausreichender Nachweisgrenze zur Verfügung. Die HF-Konzentrationen wurden in insgesamt 10 Meßkampagnen zwischen 5./6. März 1986 und 11./12. November 1986 gemessen. Insgesamt liegen 438 Halbstundenmittelwerte vor.

Die Immissionskonzentration von SO₂ und Staub wurde mit kontinuierlich arbeitenden Meßgeräten erfaßt. Die Meßstelle für SO₂ und Staub wurde am 27./28. Mai 1986 nahe einem Beschwerdeführer 1,2 km westsüdwestlich des Werkes errichtet und bis 12. Mai 1987 betrieben. Die Ergebnisse dieser Meßreihe (s. Abschnitt 8) werden nach der 2. Forstverordnung, nach dem Kriterium der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für SO₂ in Verbindung mit Staub und für einzelne Episoden nach der Anlage 1 der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG beurteilt.

¹⁾ Nach § 79a Abs.2 der Gewerbeordnung (BGBl.Nr. 216 vom 25.11.83) wird der Bundesminister für Gesundheit und Umweltschutz ermächtigt, einen Antrag auf Erlaß zusätzlicher Auflagen nach dem Stand der Technik zu stellen, wenn der Betrieb einer Anlage zu Beschwerden von Nachbarn führt und durch Messungen eine beträchtliche Belastung der Umwelt durch Luftschadstoffe oder Lärm oder Erschütterungen über die unmittelbare Nachbarschaft hinaus nachgewiesen ist.

Um einen Einblick in die räumliche Verteilung der SO_2 -Konzentration in der Umgebung des Aluminiumwerkes zu gewinnen, wurden auch mobile Messungen durchgeführt, und zwar im Frühjahr zwischen 7. und 9. April 1986 und im Herbst am 7./8. Oktober 1986 und am 15./16. Oktober 1986. Die Ergebnisse dieser Meßfahrten werden ebenfalls in Abschnitt 8 diskutiert.

Zusätzlich zu den Messungen wurde mittels Ausbreitungsrechnung gemäß ÖNORM M 9440 (9) der Immissionsbeitrag für die Schadstoffe HF, SO_2 und Staub in der Atmosphäre berechnet (s. Abschnitt 5). Für die Altanlage wurden die Ergebnisse des Modells mit den Meßwerten der Fluoridkonzentration verglichen.

Weiters wurde das Modell mit den Daten der geplant gewesenen neuen Elektrolyse durchgerechnet, um eine Prognose für die Fluorid-, SO_2 - und Staubkonzentrationen in der Umgebung des Werks zu erhalten (Abschnitt 10).

2 ALUMINIUMWERK DER AUSTRIA METALL AG IN RANSHOFEN: BESCHREIBUNG DES IST-ZUSTANDES

Die folgende Übersicht beschränkt sich ausschließlich auf Schadstoffe, die in die freie Atmosphäre emittiert werden. Es wird darauf hingewiesen, daß bei der Elektrolyse von Aluminium auch beträchtliche Mengen an Abwasser sowie an Sonderabfall anfallen.

2.1 Bestehende Elektrolyseanlage der Austria Metall AG in Ranshofen

Das Rohaluminium wird in insgesamt 840 Elektrolyseöfen nach dem Söderbergverfahren (selbstbackende Elektroden, Ofentyp A mit horizontalen Stromzuführungsbolzen) erzeugt. Je 84 Öfen sind in einer Halle untergebracht. Die von den Öfen abgesaugte Abluft wird für jeweils zwei Hallen zusammengefaßt, über einen Naßwäscher geführt und (nach Passieren eines Tropfenfängers) über einen 800 m hohen Kamin abgeleitet. Als Emissionsquellen sind somit zehn Hallen und fünf Kamine maßgebend. Jede Halle ist etwa 180 m lang, 30 m breit und 12 bis 15 m hoch. Vier Hallen mit ihren zwei Kaminen befinden sich im Südwesten des Werksgeländes, die sechs anderen Hallen und die dazugehörigen drei Kamine an der östlichen/südöstlichen Seite.

Die Gesamtanlage ist im Werksplan (Abb.1) dargestellt, der freundlicherweise vom Werk zur Verfügung gestellt wurde.

2.2 Emissionen der Elektrolyseanlage

Die Elektrolyseanlage ist der Emittent des Fluorids. Aus den einzelnen Zellen entweicht das Fluorid zu etwa 75% gasförmig als Wasserstofffluorid (HF) und zu etwa 25% als Staub bzw. an Staub gebunden. Nicht fluorhaltige Komponenten im Abgas der Elektrolyse sind Schwefeldioxid und eine Reihe von Kohlenwasserstoffen, darunter auch krebserregende polyaromatische Kohlenwasserstoffe wie Chrysen und Benzo-a-pyren.

80-85% der Abluft werden zentral über die Naßwäscher entsorgt, der restliche Anteil, also 15-20% der Abluft, entweicht in die Hallen und bildet dort den Hallenrauch (Einhausungsgrad 80-85%, nach VDI 2286 (18) nur 60-80%).

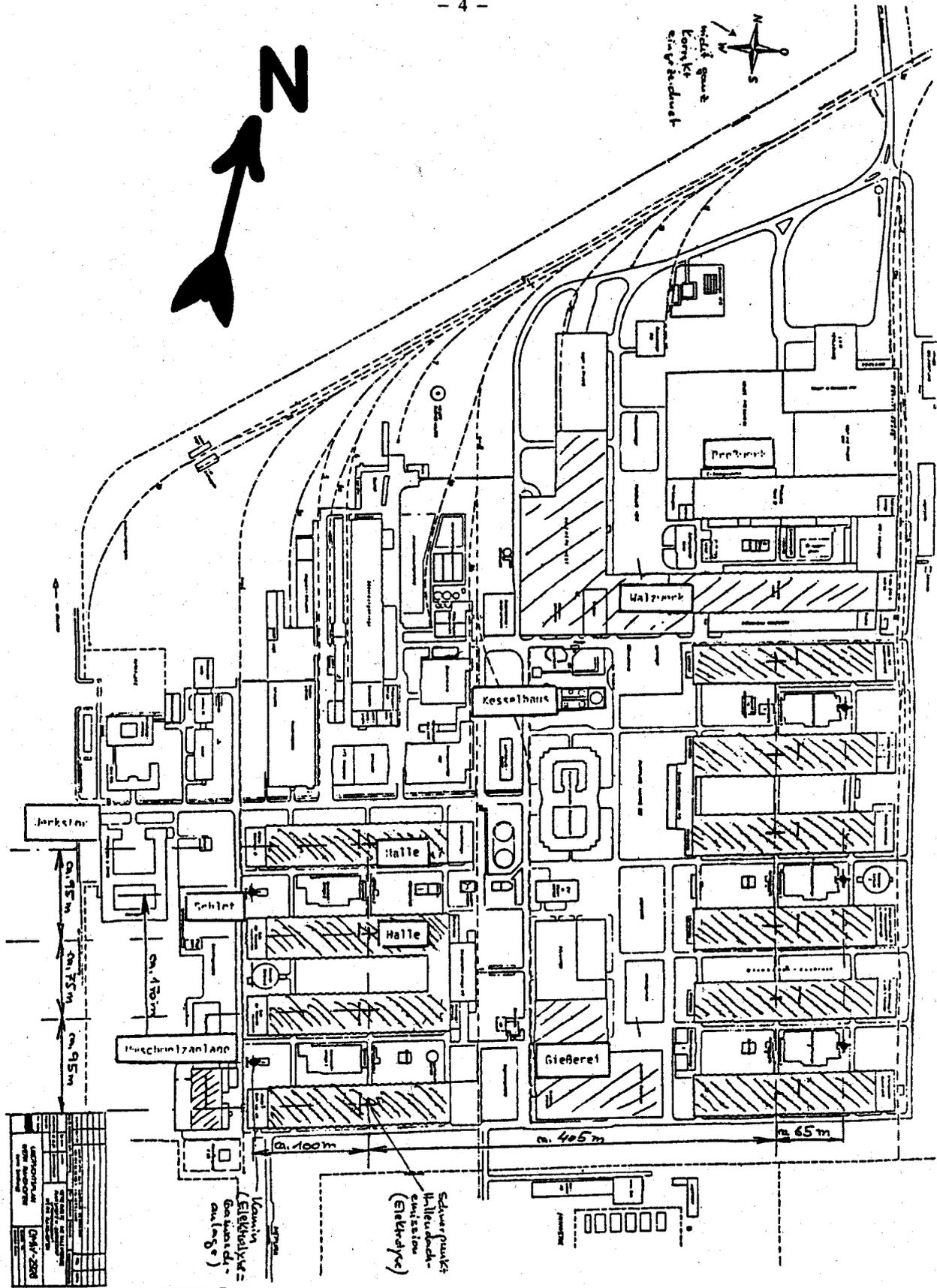


Abb.1: Plan des Aluminiumwerkes der AMAG Ranshofen

Der geringe Einhausungsgrad ist durch das manuelle Chargieren und Krustenbrechen in den Zellen bedingt. Zum Krustenbrechen etwa muß eine Zelle viermal pro Tag und zum Absaugen des Rohaluminiums in einen Transportwagen zweimal pro Woche geöffnet werden.

Der Naßwäscher wird mit sodahaltigem Wasser betrieben. Er kann HF theoretisch bis zu 99% zurückhalten. Auch SO_2 wird ausgewaschen, kaum jedoch das Aerosol. Im Reingas befindet sich daher überwiegend der staubförmige Fluoridanteil. Das Werk gibt einen maximalen Aerosoldurchmesser von etwa $5 \mu\text{m}$ an. Der pH-Wert des Abwassers liegt zwischen 9,0 und 11,5.

Wenn auch der Fluoridmassenstrom aus den Hallen nur rund 15–20% des gesamten bei der Elektrolyse produzierten Fluorids ausmacht, ist er aber für die Immissionssituation bedeutungsvoll, weil die Abluft nicht über die Wäscher geleitet wird, d.h. das Rohgas in die Hallen gelangt. Die Hallen werden durch offenstehende Dachfenster über die natürliche Ventilation entlüftet, wodurch die Emissionshöhe sehr gering ist (12–15 m). Das hat zur Folge, daß die Emissionen aus den Hallen zu 90% am Gesamtabgasstrom in die Atmosphäre beitragen und die Emissionen aus den Kaminen nur zu 10%. Insbesondere im Nahbereich der Hallen können hohe Immissionskonzentrationen auftreten.

Nach Angabe des Werks gelangen pro Jahr ca. 170 t HF in die Umgebung. Die spezifische Emission von Fluoriden (gasförmig und staubförmig) aus der bestehenden Elektrolyseanlage beträgt derzeit $2,8 \text{ kg F}^-/\text{t Al}$.

Die Emissionen an Schwefeldioxid der derzeitigen Anlage stammen einerseits aus dem Betrieb des Heizhauses und andererseits aus der Elektrolyse selbst durch den Abbrand der Elektroden.

Durch den Verbrauch bzw. das Abbrennen von rund 30.000 t Elektrodenkoks und etwa 13.000 t Steinkohlenpech als Elektrodenmaterial mit einem durchschnittlichen Schwefelgehalt von 1% ist eine nicht zu unterschätzende Quelle für Schwefeldioxidemissionen gegeben. Während die Rohgasemissionen ca. 860 t SO_2 pro Jahr betragen, gelangen unter der Annahme eines 80 bis 85%igen Einhausungsgrades, einer 5 bis 10%igen Einbindung in die Schlacke und eines 90 bis 95%igen Wirkungsgrades des Wäschers etwa 160 t Schwefeldioxid in die Umgebung. Die Schwefeldioxidemissionen kommen zu etwa 80% aus den Hallen.

Die Elektrolyseanlage emittiert neben den genannten Schadstoffen auch Staub. Ein Teil dieses Staubs sind Fluoride ("staubförmiges Fluorid"). Die vom Werk angegebene Gesamtstaubmenge von 10,3 kg pro Tonne Al liegt weit unter dem in der VDI-Richtlinie Nr. 2286 (18) genannten Wert von 18 kg pro Tonne Al.

Ein geringer Anteil des Staubes besteht aus im Aluminiumoxid enthaltenen Verunreinigungen (z.B. Fe_2O_3 , SiO_2 , ZnO , TiO_2 , V_2O_5). Der Gehalt an solchen Verunreinigungen liegt im handelsüblichen Aluminiumoxid unter 0,1%. Die Emissionen dieser Verbindungen betragen in Summe etwa 0,8 t pro Jahr.

Ein weiterer Teil der Staubemissionen dürfte aus Aluminiumverbindungen bestehen.

Recherchen in der Literatur zeigen, daß Elektrolyseanlagen des gleichen Typs wie jene der AMAG, also Söderbergöfen mit horizontaler Stromzuführung, ca. 4,4 kg Polyaromaten pro Tonne erzeugtem Aluminium emittieren. Eine Reihe dieser Substanzen besitzt erhebliches kanzerogenes Potential. Der Anteil an Benzo-a-pyren beträgt 2,5%. Unter Zugrundelegung der Daten der AMAG bedeutet dies eine Gesamtemission von etwa 370 t polyaromatischer Kohlenwasserstoffe, davon rund 10 t Benzo-a-pyren pro Jahr.

Aus den Elektrolysezellen und bei der Produktion der Anodenmasse wird NO_2 emittiert. Für diese beiden Quellen errechnen sich Emissionen von 8–25 bzw. 4–13 t/a, legt man die im "Handbook of Emission Factors" (Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, 1983) genannten Emissionsfaktoren sowie die Jahresproduktion von 84.000 t Al zugrunde.

In Tabelle 1 wird eine Übersicht über bauliche/technische Fakten und Emissionen der bestehenden Elektrolyseanlage gegeben. Die Daten sind unterschiedlichen Quellen entnommen.

2.3 Emissionen aus anderen Anlageteilen

Eine weitere Quelle für SO_2 ist das Heizhaus. Die Heizanlage besteht aus vier unterschiedlich alten und unterschiedlich dimensionierten Kesseln mit einer Gesamtleistung von $40 \text{ MW}_{\text{th}}$. Nach Angabe der Werksleitung steht ein Kessel permanent als Reserve zur Verfügung, die anderen drei Kessel sind über das ganze Jahr mit stark schwankender Auslastung in Betrieb.

Die Gesamtemissionen an Schwefeldioxid (Elektrolyse und Heizhaus) betragen daher zur Zeit etwa 400 t jährlich.

Das Heizhaus stellt auch eine Quelle von NO_2 dar. Es wurde eine Emission von 48 t/a berechnet, wenn man die Emissionsfaktoren des Energieberichtes 1984 der Österreichischen Bundesregierung sowie einen Jahresverbrauch von 6000 t Heizöl schwer zugrundelegt. Somit betragen die NO_2 -Emissionen etwa ein Viertel der jeweiligen SO_2 -Emissionen.

Die Anlage zur Herstellung der Söderbergmasse (Elektrodenmasse) emittiert auch SO_2 ; genaue Emissionsangaben liegen nicht vor.

Im Umschmelzwerk für Aluminiumschrott wird mit Hilfe von Natrium- und Kaliumchlorid Rohaluminium erschmolzen. Das Rohaluminium wird anschließend in flüssiger Form in Gießereiöfen eingebracht, in welchen durch Einleiten von Chlorgas eine Reinigung von gelöstem Wasserstoff sowie von Natrium- und Kaliumionen durch Chloridbildung erfolgt. Aus einem Gedächtnisprotokoll des Wissenschaftlichen Beirats des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz anlässlich einer Werksbesichtigung am 28./29. April 1986 konnte entnommen werden, daß nach einem Bescheid der Gewerbebehörde die Emissionen für Staub 50 mg/Nm^3 , für anorganisch gasförmige Chlorverbindungen 30 mg/Nm^3 , für Chlor 3 mg/Nm^3 und für HF 5 mg/Nm^3 nicht überschreiten dürfen; Emissionsmessungen haben ergeben, daß diese Werte eingehalten werden.

Die Schmelzöfen sind mit einer Trockenwäsche ausgestattet, in welcher durch Einblasen von festem Kalziumhydroxid Kalziumfluorid und Kalziumchlorid gebunden werden und zusammen mit anderen Feststoffen in einem anschließenden Schlauchfilter abgeschieden werden. Die Gießereiöfen sind mit einer Naßwäsche ausgestattet. Der Wäscher arbeitet mit wäßriger Natronlauge; dabei werden Chlor bzw. HCl gebunden. Das Abwasser des Wäschers wird nach einer Abwasserreinigung in den Vorfluter abgeleitet. Etwa 30.000 Nm^3 Abluft pro Stunde werden so gereinigt.

2.4 Energieverbrauch der Elektrolyseanlage

Der Energieverbrauch der Elektrolyseanlage beträgt etwa 16 kWh pro erzeugtem kg Rohaluminium; das sind bei einer Produktion von derzeit rund 84.000 Tonnen Aluminium pro Jahr rund 1.300 GWh im Jahr oder die Leistung eines ganzjährig betriebenen Kraftwerkes mit $165 \text{ MW}_{\text{el}}$. Dies entspricht etwa der Leistung des neu errichteten Kraftwerks Riedersbach II oder beispielsweise der Summe der kalorischen Kraftwerke St. Andrä II und Voitsberg II oder dem Regelarbeitsvermögen des Donaukraftwerks Ybbs-Persenbeug. Die Elektrolyseanlage der AMAG Ranshofen verbraucht rund 3% des gesamtösterreichischen Strombedarfs.

Der Strom wird dem Werk mit derzeit rund 35 g/kWh zur Verfügung gestellt.

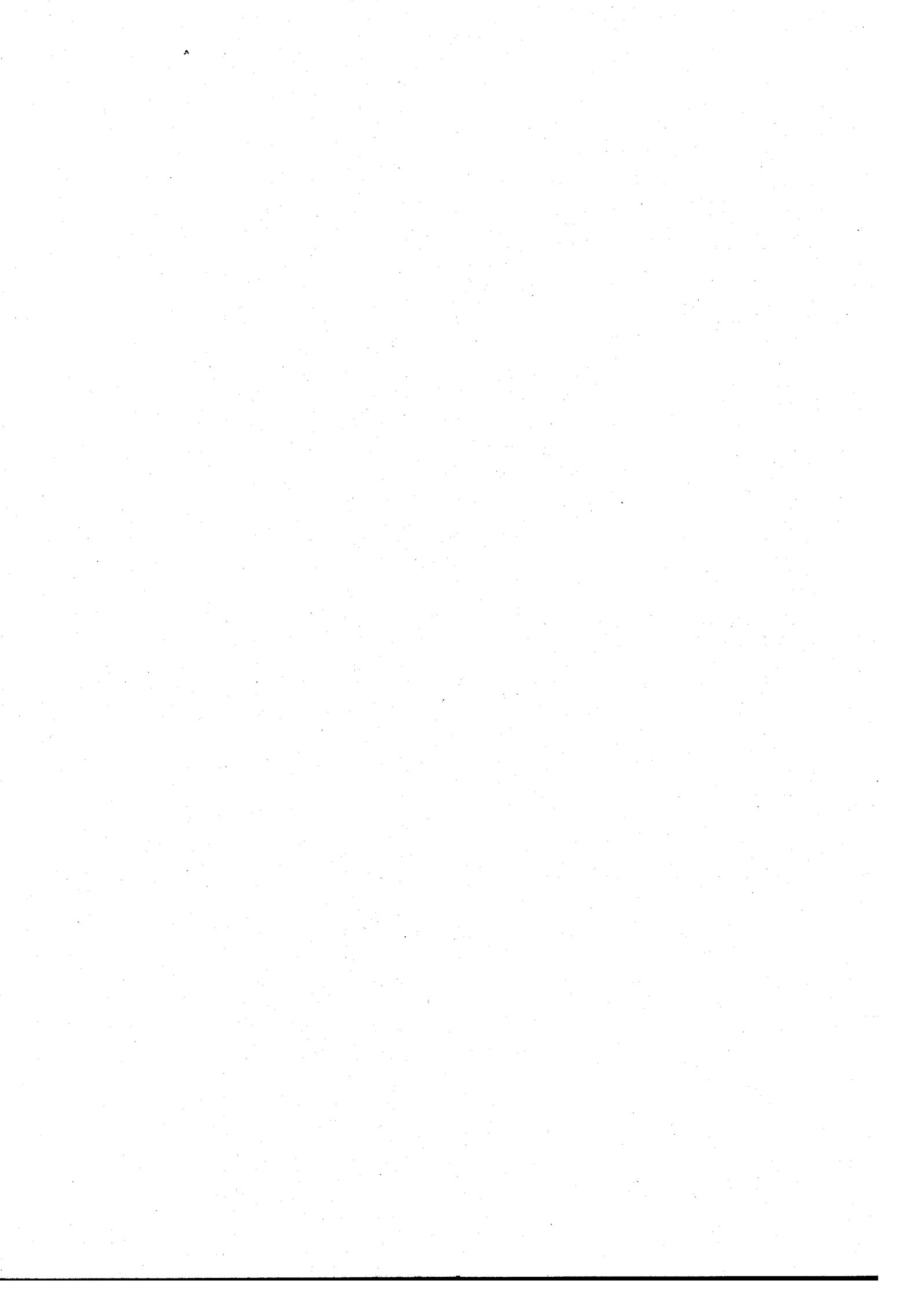
Tab.1: Daten zur Elektrolyse Ranshofen

	Werksangaben für	OÖ. Gutachten	nach VDI 2286 ³⁾
Jahresproduktion Elektrolyse	84.257 t Al/a	84.000 t Al/a	
Produktion je Ofen			250-300 kg Al/d
Strombelastung je Ofen			38.000-42.000 A
Energieverbrauch			15-17 kWh/kg Al
Tonerde (Al ₂ O ₃ -) Verbrauch			1.950 kg/t Al = 160.329 t/a
Kryolith (Na ₃ AlF ₆)-Verbrauch ¹⁾			50-80 kg/t Al = 4.111-6.578 t/a
Söderbergmasse (Anodenkoks) ²⁾			530 kg/t Al = 43.577 t/a
Abgasmenge je Kamin	400.000 Nm ³ /h		
Abgasmenge alle 5 K.		2.10 ⁶ Nm ³ /h	250.000-300.000 m ³ /t Al
Abgasmenge je Halle	1,5-2.10 ⁶ Nm ³ /h		
Abgasmenge alle 10 H.		19.10 ⁶ Nm ³ /h	2.10 ⁶ m ³ /t Al
Luftwechsel in Halle			40 mal/h
Erfassungsgrad luft- fremde Stoffe	80-85%		60-80%
Abgastemp. Kamin	20° C Wi 40° C So		
Abgastemp. Halle	Lufttemp.+15 K		
Schornsteinhöhe	80 m	80 m	
Emissionshöhe Halle	12 m	12-15 m	
Schornsteindurchmesser	5,6 m		
<u>Emissionsmassenströme</u>			
Gesamtstaub aus Ofen			35-40 kg/t Al
Staub Kamine			5-8 kg/t Al 25 mg/m ³
Staub Hallen			10 kg/t Al 5 mg/m ³
Staub gesamt	10,3 kg/t Al 868 t/a		18 kg/t Al
gasf. Fluoride Kamine		0,5 mg/m ³ 1 kg/h	2-4 kg/h
gasf. Fluoride Hallen		1 mg/m ³ 19 kg/h	3 kg/t Al 1,5-2 mg/m ³ 29 kg/h
gasf. Fluoride gesamt	2,1 kg/t Al	20 kg/h	7-10 kg/t Al
staubf. Fluoride Kamine		2 mg/m ³	
staubf. Fluoride Hallen		0,3 mg/m ³	
gasf. +staubf. Fluoride	2,8 kg/t Al 236 t/a		
SO ₂	1,89 kg/t Al 159 t/a		

1) Das sind 50 kg Kryolith/t Al: 60% Kryolith zurückgewonnen, 40% gehen in die Umwelt

2) In eigenen Anodenbrennöfen aus Petrolkoks und Steinkohlenteerpech hergestellt; dabei 0,5 t Koks/t Al verwendet.

3) "Betriebsdaten und Abgasverhältnisse für Elektrolyseöfen mit selbstgebackener Elektrode, sog. Söderbergöfen (nach bestehenden Anlagen)"



3 GRENZWERTE FÜR DIE BEURTEILUNG DER IMMISSIONSSITUATION

Für die Beurteilung der Immissionssituation sollen in erster Linie Immissionsgrenzwerte (gesetzlich festgelegte Werte) angewendet werden. Wenn für einen Luftschadstoff oder speziell für ein Wirkobjekt (Mensch, Tier, Pflanze, Sachgüter) keine Immissionsgrenzwerte vorliegen, werden wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen (abgeleitet aus Luftqualitätskriterien) herangezogen.

Das in den Einflußbereich der AMAG fallende Gebiet ist unterschiedlich genutzt (Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Siedlungen); d.h. die Ergebnisse der Messungen (Fluorid und Schwefeldioxid in Verbindung mit Staub) sind – je nach Lage der Meßstelle – nach verschiedenen Grenzwerten zu bewerten.

3.1 Wasserstofffluorid

Bundeseinheitliche Regelungen sind in der zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (Bundesgesetzblatt Nr. 199 vom 24. April 1984) für Waldgebiete enthalten. Weiters finden sich im Landesgesetzblatt für Oberösterreich (93. Verordnung der Oö. Landesregierung vom 26. August 1985, mit der die Oö. Luftreinhalteverordnung geändert wird) Immissionsgrenzwerte, welche unabhängig von der Nutzung des Gebietes gelten.

3.1.1 Forstverordnung

Der Paragraph 4 Absatz 1 der Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen heißt wörtlich: "Als Höchstanteile im Sinne des § 48 lit. b des Forstgesetzes 1975, die nach dem Stande der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrung noch nicht zu einer der Schadensanfälligkeit des Bewuchses entsprechenden Gefährdung der Waldkultur führen (wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte, gemessen an der Empfindlichkeit der Fichte), werden bei Messungen an der Luft festgesetzt:

Wasserstofffluorid (HF): in den Monaten	
1. April bis Oktober	0,0009 mg/m ³ HMW und 0,0005 mg/m ³ TMW
2. November bis März	0,004 mg/m ³ HMW und 0,003 mg/m ³ TMW."

Unter der Abkürzung HMW wird der Halbstundenmittelwert, unter der Abkürzung TMW der Tagesmittelwert verstanden.

Weiters lautet Paragraph 4 Absatz 2 wörtlich: "Für Bestände, in denen der Anteil der Nadelbaumarten insgesamt fünf Prozent nicht erreicht und der Anteil der Baumart Tanne weniger als zwei Prozent beträgt, gelten nicht die im Abs.1 genannten, sondern die nachstehend angeführten, an der Empfindlichkeit der Buche gemessenen Höchstanteile in den Monaten April bis Oktober:

Wasserstofffluorid (HF):

0,006 mg/m³ HMW und

0,003 mg/m³ TMW."

3.1.2 Landesgesetzblatt für Oberösterreich

In der Anlage 1 des Landesgesetzblattes für Oberösterreich werden für "Wasserstofffluorid und anorganische gasförmige Fluorverbindungen, angegeben als F", ein

- Kurzzeitgrenzwert von 0,003 mg/m³ und ein

- Langzeitgrenzwert von 0,001 mg/m³

angegeben. Wörtlich heißt es: "Der Kurzzeitgrenzwert ist gleichzusetzen mit dem 97,5 Perzentil (97,5 Prozentwert der Summenhäufigkeit), der Langzeitgrenzwert ist gleichzusetzen mit dem arithmetischen Mittel der Halbstundenmittelwerte je Meßperiode für Wasserstofffluorid."

3.2 Schwefeldioxid

Bundeseinheitliche Regelungen sind sowohl in der zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen als auch in der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG enthalten. Weiters finden sich Immissionsgrenzwerte im Landesgesetzblatt für Oberösterreich. Darüberhinaus gibt es seitens der Österreichischen Akademie der Wissenschaften Empfehlungen für normative Immissionsgrenzkonzentrationen (1974) sowie eine Studie über "Alarmwerte für SO₂ und Staub" (1984).

3.2.1 Forstverordnung

Die Immissionsgrenzwerte der zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen lauten – unter Beachtung der in Abschnitt 3.1 wörtlich zitierten Bedingungen laut § 4 (9) und § 4 (18) der 2. Forstverordnung – wie folgt:

"§ 4 (9). Schwefeldioxid (SO₂):

1. 97,5 Perzentil für den Halbstundenmittelwert (HMW) in den Monaten

aa) April bis Oktober 0,07 mg/m³

bb) November bis März 0,15 mg/m³

Die zulässige Überschreitung des Grenzwertes, die sich aus der Perzentilregelung ergibt, darf höchstens 100% des Grenzwertes betragen.

2. Tagesmittelwert (TMW) in den Monaten

aa) April bis Oktober 0,05 mg/m³

bb) November bis März 0,10 mg/m³.

§ 4 (18). Schwefeldioxid (SO₂):

1. 97,5 Perzentil für den Halbstundenmittelwert (HMW) 0,15 mg/m³

2. Tagesmittelwert (TMW) 0,10 mg/m³."

Die zulässige Überschreitung des Grenzwertes, die sich aus der Perzentilregelung ergibt, darf höchstens 100% des Grenzwertes betragen.

3.2.2 Immissionsschutzvereinbarung Art. 15a B-VG

Von den in der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG genannten Grenzwerten seien die für die gegenständliche Arbeit maßgeblichen Schadstoffe wiedergegeben.

In der Anlage 1 finden sich die folgenden Werte:

Dreistundenmittelwerte:

- 0,6 mg SO₂/m³ bei gleichzeitig erhobenen Staubkonzentrationswerten kleiner 0,2 mg/m³
- 0,8 mg/m³ Summe SO₂ und Staub bei Staubkonzentrationswerten größer/gleich 0,2 mg/m³

Halbstundenmittelwerte:

- 1,2 mg SO₂/m³ bei gleichzeitig erhobenen Staubkonzentrationswerten kleiner 0,2 mg/m³
- 1,6 mg/m³ Summe SO₂ und Staub bei Staubkonzentrationswerten größer/gleich 0,2 mg/m³.

Weiters enthält die Vereinbarung die Verpflichtung, daß die Vertragsparteien im jeweiligen Kompetenzbereich geeignete Maßnahmen setzen, um eine Verringerung der Belastung der Umwelt durch Luftschadstoffe zu erwirken. Die im folgenden genannten Grenzwerte der Anlage 2 sollen ab 31.12.1990 im gesamten Bundesgebiet nicht mehr überschritten werden.

Schwefeldioxid in Verbindung mit Staub:

- 0,2 mg SO₂/m³ als Tagesmittelwert
- 0,2 mg SO₂/m³ als Halbstundenmittelwert; drei Halbstundenmittelwerte pro Tag bis zu einer Konzentration von 0,5 mg SO₂/m³ gelten nicht als Überschreitung des Halbstundenmittelwertes
- 0,2 mg Staub/m³ als Tagesmittelwert; dieser Wert bezieht sich auf Staub mit einem Stoke'schen Äquivalentdurchmesser kleiner als 10 µm.

3.2.3 Landesgesetzblatt für Oberösterreich

In der Anlage 1 des Landesgesetzblattes für Oberösterreich finden sich für Schwefeldioxid die folgenden Immissionsgrenzwerte:

Halbstundenmittelwerte	So	0,14 mg/m ³
	Wi	0,30 mg/m ³
Tagesmittelwerte	So	0,05 mg/m ³
	Wi	0,10 mg/m ³
97,5 Perzentil (errechnet aus HMW)	So	0,07 mg/m ³
	Wi	0,15 mg/m ³
arithm.Monatsmittelwert (errechnet aus HMW)	So	0,03 mg/m ³
	Wi	0,06 mg/m ³

Für den Schwebstaub gelten folgende Werte:

Tagesmittelwert	So	0,12 mg/m ³
	Wi	0,20 mg/m ³
97,5 Perzentil	So	0,12 mg/m ³
	Wi	0,20 mg/m ³
arithm.Mittelwert über den Beobachtungszeitraum	So	0,06 mg/m ³
	Wi	0,10 mg/m ³

Wörtlich heißt es: "Der Sommerbeobachtungszeitraum (So) erstreckt sich vom 1. April bis 31. Oktober, der Winterbeobachtungszeitraum (Wi) vom 1. November bis 31. März."

Für SO₂ gilt, daß bis 31. Dezember 1990 die Meßwerte bis zum Doppelten der Immissionsgrenzwerte reichen können; für Schwebstaub darf der zweifache Tagesmittelwert an höchstens vier Tagen je Beobachtungszeitraum als Meßwert erreicht werden.

3.2.4 Luftqualitätskriterien SO₂ der Österreichischen Akademie der Wissenschaften

Die in den Luftqualitätskriterien SO₂ der Österreichischen Akademie der Wissenschaften gegebenen Empfehlungen für normative Immissionsgrenzkonzentrationen sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

Der Zonierung des Bundesgebietes liegt der Gedanke zugrunde, je nach Nutzung der Landstriche den bestmöglichen Schutz zu gewährleisten.

Zone 1 soll besonders zu schützende Gebiete, wie z.B. Naturschutzgebiete, Kur- und Erholungsräume umfassen.

Zone 2 umfaßt das übrige Bundesgebiet, mit Ausnahme der als Zone 3 zu bezeichnenden Belastungsgebiete.

Zone 3 wurde als Übergangslösung verstanden; es wurde empfohlen, alle Anstrengungen zu unternehmen, innerhalb einer Frist von längstens 10 Jahren die Luftqualität der Zone 2 zu erreichen. (Es darf in Erinnerung gerufen werden, daß diese Empfehlung in den Jahren 1973/74 erarbeitet wurde.)

Tab.2: Empfehlung für normative Immissionsgrenzkonzentrationenmg

		mg SO ₂ /m ³			mg Staub/m ³
		April-Okt.	Nov.-März		
Zone 1	TMW HMW	0,05 0,07	0,10 0,15	TMW	0,12 darf an sieben Tagen pro Jahr, die jedoch nicht aufeinanderfolgen sollen, überschritten werden
Zone 2	TMW HMW	0,20 0,20		TMW	0,20 darf nur 3mal pro Tag bis maximal 0,50 überschritten werden
Zone 3	TMW HMW	0,30 0,30		TMW	0,30 darf nur 3mal pro Tag bis maximal 0,80 überschritten werden

3.2.5 Alarmwerte für SO₂ und Staub der Österreichischen Akademie der Wissenschaften

In der 1984 vorgelegten Studie "Alarmwerte für SO₂ und Staub" werden Grenzwerte genannt, die im Sinne eines Vorsorgeinstrumentes die Gesundheit der Bevölkerung vor akuten Schäden schützen sollen. Die im folgenden gegebenen Werte sind nur in Verbindung mit den ebenfalls in der Studie zitierten Randbedingungen (z.B. Anordnung des Meßnetzes; Anzahl der Meßstellen, die eine bestimmte Stufe auslösen; Andauer einer Situation) zu sehen.

Bei Staubimmissionskonzentrationen unter 0,2 mg/m³ als Dreistundenmittelwert muß die SO₂-Konzentration als Dreistundenmittelwert ausgedrückt für die

Vorwarnstufe	0,4 mg/m ³
Warnstufe	0,6 mg/m ³
Alarmstufe	0,8 mg/m ³ überschreiten.

Bei Staubimmissionskonzentrationen größer gleich 0,2 mg/m³ wurde folgende pragmatische Vorgangsweise vorgeschlagen:

$$S = \frac{C_{\text{SO}_2}}{0,2} + \frac{C_{\text{Staub}}}{0,2}$$

mit C als gemessener Immissionskonzentration in mg/m³. Die Alarmwerte wurden wie folgt festgelegt:

Vorwarnstufe	S > 3
Warnstufe	S > 4
Alarmstufe	S > 5.

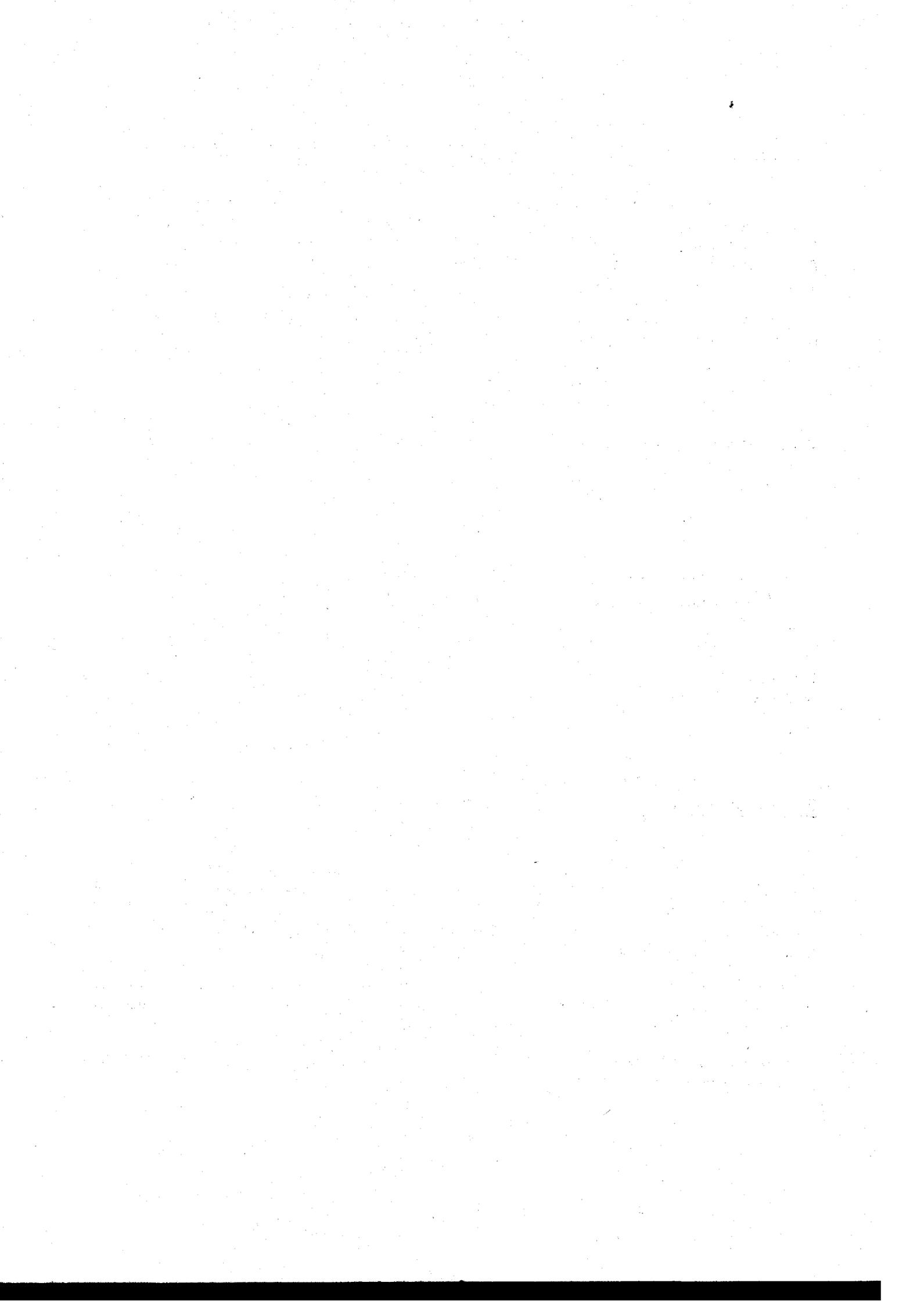
Die Grenzwerte der Warnstufe sind gleichwertig den in Anlage 1 der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG genannten Grenzwerte.

3.3 Zur Beurteilung herangezogene Grenzwerte

Die Ergebnisse der Wasserstofffluoridkonzentrationsmessungen jener Meßstellen, die als "Waldmeßstellen" zu bezeichnen sind, werden gemäß der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen beurteilt. Die Ergebnisse jener Meßstellen, die nicht als "Waldmeßstelle" gelten, werden gemäß dem Landesgesetzblatt für Oberösterreich beurteilt.

Die Ergebnisse der Schwefeldioxidkonzentrationsmessungen werden ebenfalls gemäß der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen beurteilt; die des SO₂ gemeinsam mit Staub auch nach den Empfehlungen der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.

Für einzelne Episoden werden auch die Grenzwerte der Anlage 1 der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG herangezogen.

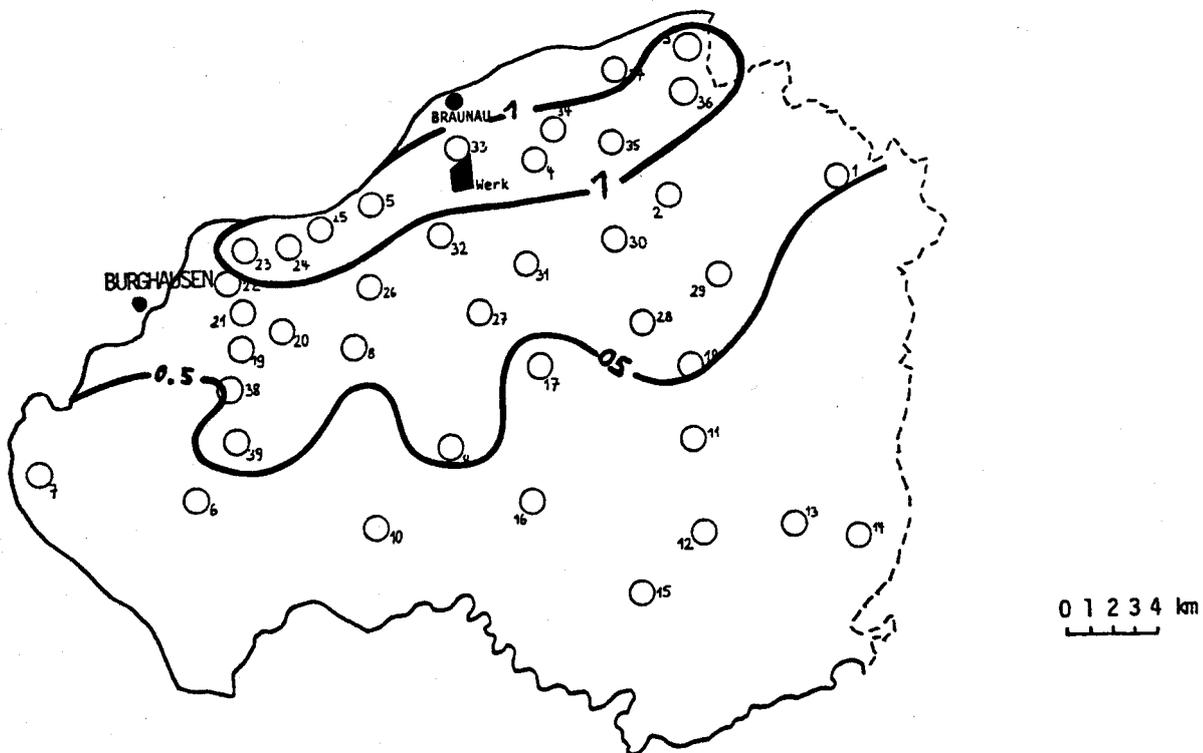


4 BISHERIGE MESSUNGEN DURCH ANDERE INSTITUTIONEN

4.1 Bioindikatornetz

Im Gebiet Braunau-Ranshofen werden die Auswirkungen der Wasserstofffluoridimmissionen des Aluminiumwerkes Ranshofen auf die Vegetation schon seit den fünfziger Jahren durch die Universität für Bodenkultur intensiv untersucht (4). Dabei wurden wiederholt Nadelanalysen vorgenommen. Auf bayerischer Seite besteht seit 1975 ein Bioindikatornetz (13).

Eine Untersuchung anhand des grenzüberschreitenden Bioindikatornetzes (13), das von Altötting (Aluminiumwerk Töging) auf bayerischem Gebiet bis über Braunau hinaus auf österreichisches Gebiet reicht (Abb.3), zeigt ebenfalls die zuvor beschriebene Verteilung des Fluorids.



Angaben nach der 2. ForstVO in mg % Fluorid in der Trockensubstanz
Die Werte betreffen den 2. Nadeljahrgang
Probenahme im Jahr 1984

Abb.2: Forstliches Bioindikatornetz Raum Braunau

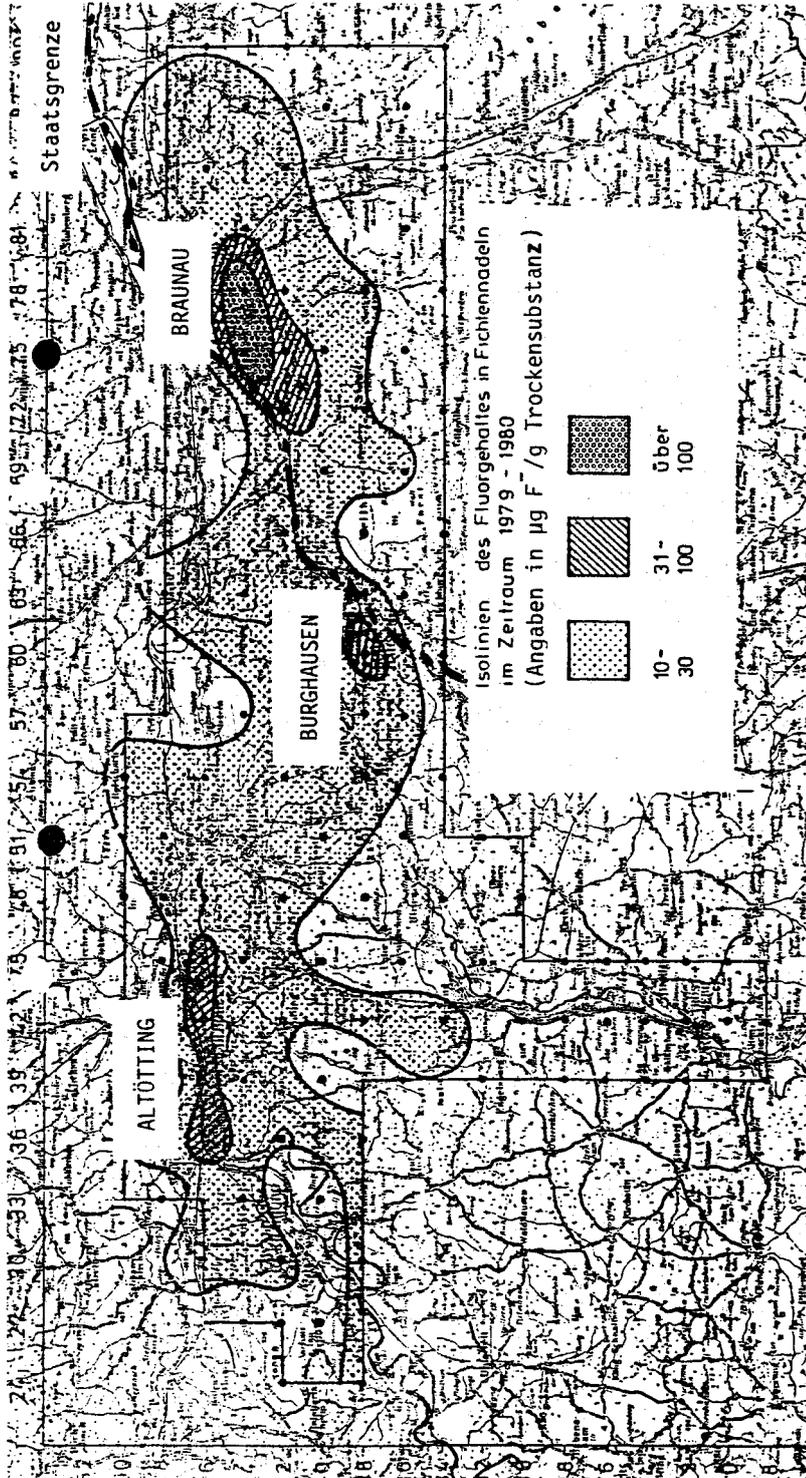


Abb.3: Isolinien des Fluorgehaltes in Fichtennadeln (1979-1980) in $\mu\text{g F/g}$ Trockensubstanz

Abb.3

4.2 Fluoridkonzentrationsmessungen

Die Fluoridkonzentrationsmessungen der Oö. Landesregierung aus 1981/82 (14) waren Stichprobenmessungen mittels Silberkugel-Sorptionsverfahren, die an vier Meßplätzen (s. Abb.4) an einzelnen im vorhinein festgelegten Tagen durchgeführt wurden. Die so erhaltenen Meßergebnisse lassen sich wie folgt interpretieren: Die höchsten Fluoridkonzentrationswerte traten im Bereich der beschwerdeführenden Bauern (westlich des Aluminiumwerkes) bei Ostwind (Windgeschwindigkeitsmittel 4,5 m/s) auf. Der maximale Halbstundenmittelwert betrug dabei $13,9 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$. Bei Winden aus West bis Nordwest wurden bei weitem nicht so hohe Konzentrationen wie bei Ostwinden festgestellt. Die Tabelle 3 stellt einen Auszug aus den Meßergebnissen dar.

Aus einem Gutachten (7), in dem die obigen Meßergebnisse analysiert wurden, geht hervor, daß in mehr als 50% der Fälle die Grenzwerte für Fluorid nach der 2. Forstverordnung überschritten wurden.

Im Auftrag der AMAG führte auch die deutsche Firma Ecoplan Fluoridkonzentrationsmessungen gemäß den Richtlinien der TA-Luft (15) durch. Die Anordnung der Meßstellen ist Abbildung 5 zu entnehmen. Die Ergebnisse der Untersuchung blieben unveröffentlicht.

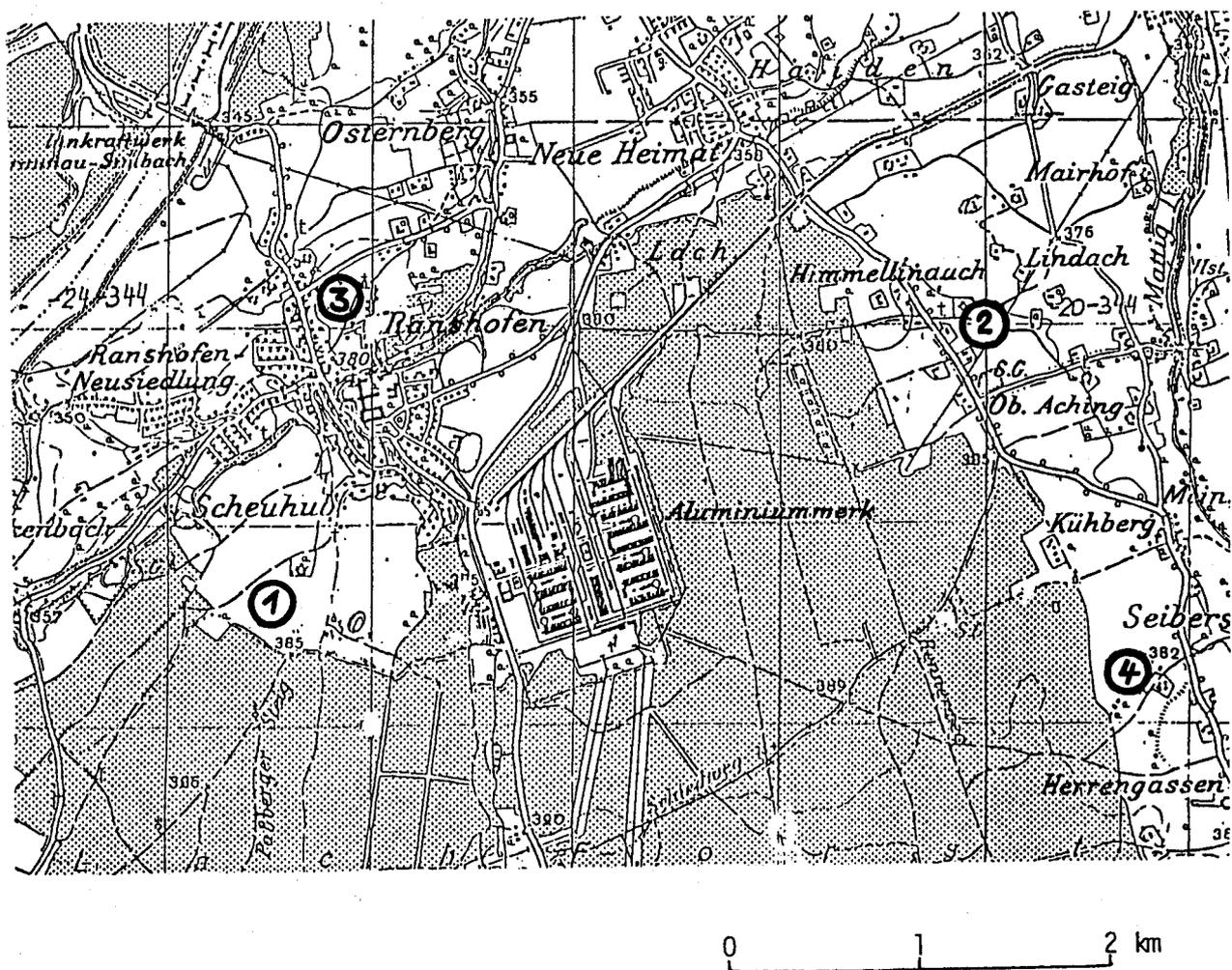


Abb.4: Fluoridkonzentrationsmessungen (1981/82):
Meßstellen Oberösterreichische Landesregierung

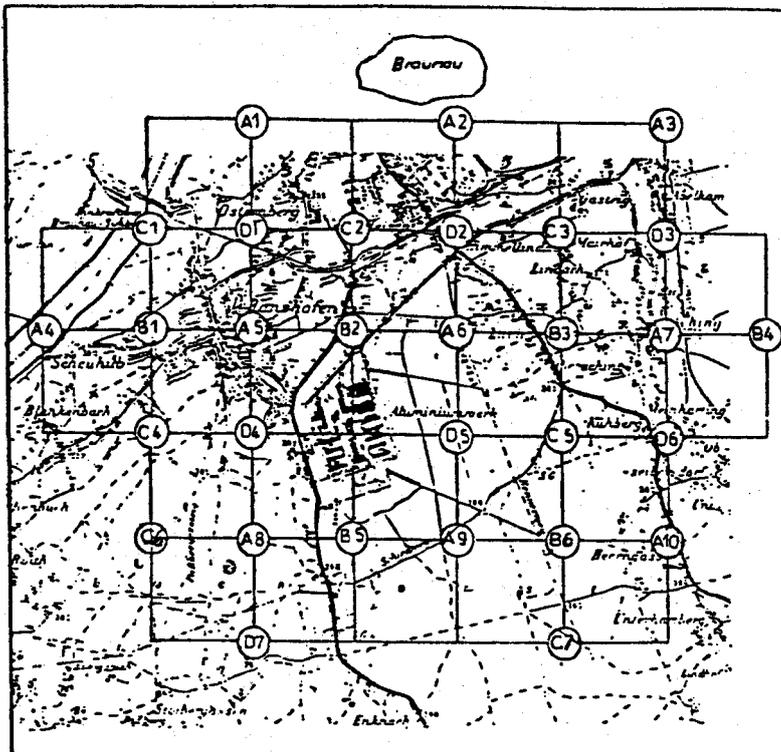
Tab.3: Fluoridimmissionskonzentrationsmessungen OÖ. Landesregierung:
Auszug aus den Ergebnissen

Datum	Max.HMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Meßplatz	Uhrzeit	Mittel der HMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹⁾	95% der Summen- häufigkeit ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ²⁾	Wind- rich- tung	Windgeschwindigkeit (m/s)		
							Mittel	Max.	Min.
3. 9.81	13,9	1	12.30	5,05	12,8	E	4,5	6	3
21. 9.81	5,1	3	11.00	1,32	5,3	E	1,8	3	0
6.10.81	4,1	1	14.00	1,77	4,5	E(SE)	2,3	4	2
12.11.81	2,3	4	12.00	0,52	2,3	W	2,5	4	0
25. 2.82	0,8	2	14.30	0,30	0,8	W(NW)	2,0	3	0
3. 5.82	3,1	1	08.00	0,61	2,3	drehend	2,3	3	1

Meßplatz 1: Aberl-Bauer (Hr. Hofinger)
2: Lindach (NE des Werkes)
3: Ranshofen Ort
4: Seibersdorf (SE des Werkes)

1) I1 - Wert (arithmetisches Mittel) nach TA-Luft (14) über alle Meßstationen und alle HMW eines Tages

2) I2 - Wert nach TA-Luft (14)



A 1 - A 10 = Meßstellen Serie A
B 1 - B 6 = Meßstellen Serie B
C 1 - C 7 = Meßstellen Serie C
D 1 - D 7 = Meßstellen Serie D

Abb.5: Fluoridimmissionskonzentrationsmessungen:
Meßnetz Firma ECOPLAN

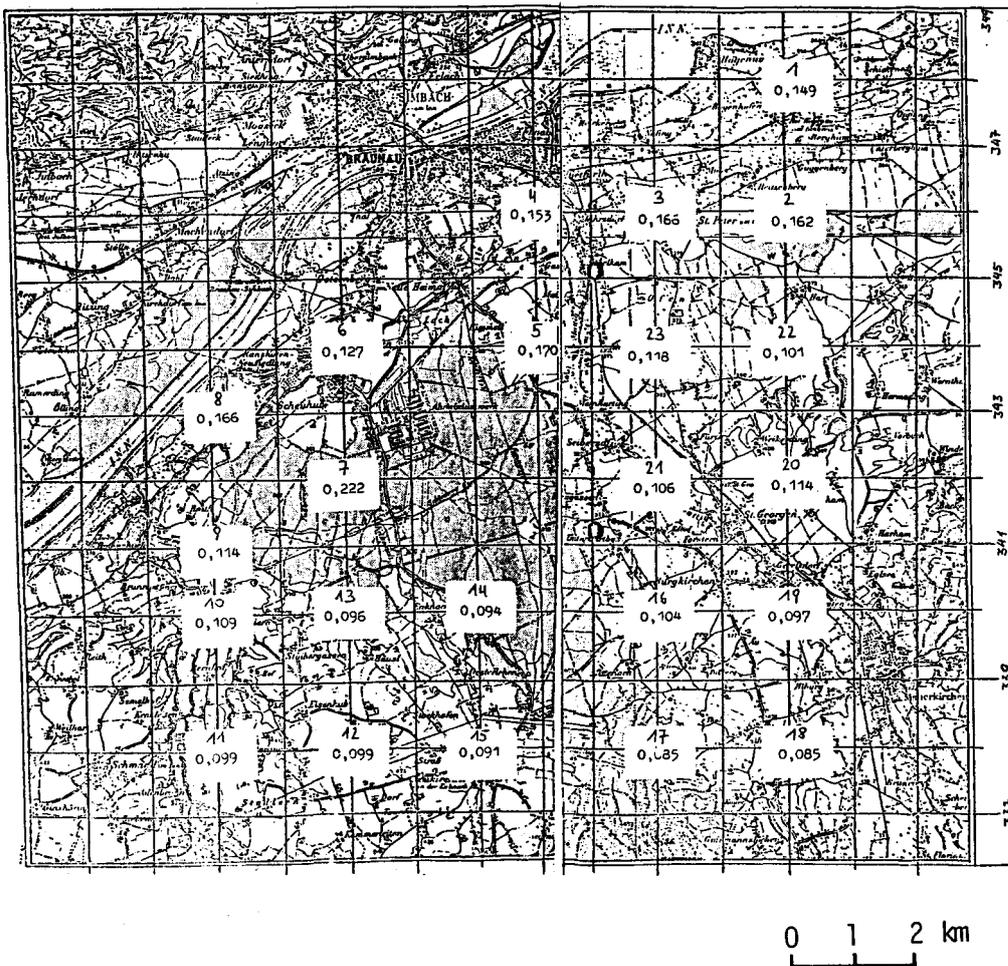


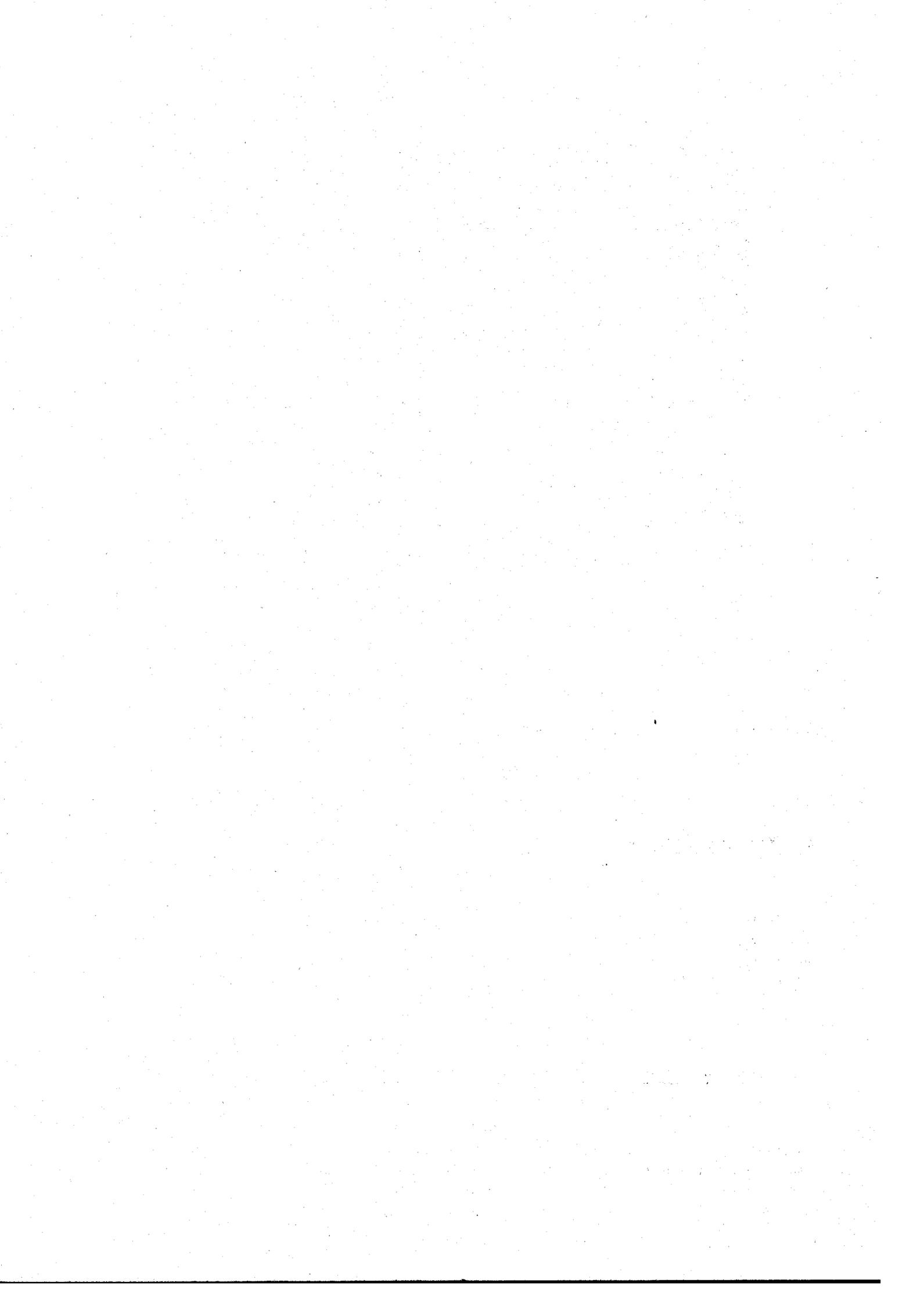
Abb.6: Meßnetz der Bleikerzenmessungen (OÖ. Landesregierung) und Mittelwerte in $\mu\text{g F}^7/\text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}$ für den Zeitraum Juli 1980 – Juli 1981

4.3 Bleikerzenanalysen

Die Fluoridbelastung, welche die oberösterreichische Landesregierung mit der Bleikerzenmethode im Jahr 1985 erheben ließ (7), zeigt grob gesehen eine Verteilung entlang einer Achse Südwest–Nordost gemäß den Hauptwindrichtungen (s. Abb.11). Die höchste Belastung wurde westlich des Werkes in der Nähe der beschwerdeführenden Bauern gemessen. Das Bleikerzennetz ist in Abbildung 6 dargestellt.

4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse bisheriger Messungen

Es kann festgestellt werden, daß die Fluoridimmissionskonzentrationen in einem Gebiet um das Werk, welches eine nahezu elliptische Form entlang einer Achse etwa in Richtung Südwest–Nordost aufweist, die Grenzwerte der 2. Forstverordnung überschreiten.



5 AUSBREITUNGSRECHNUNG ALTANLAGE

5.1 Grundlagen

Ausbreitungsmodelle simulieren den in der Atmosphäre ablaufenden Ausbreitungsprozeß. Bei Modellen, die auf der analytischen Lösung einer Gleichung basieren, kann der wirkliche Ausbreitungsprozeß, bedingt durch Vereinfachungen und Festlegung idealisierender Randbedingungen, nur annähernd dargestellt werden. Das den Berechnungen zugrunde liegende Gauß-Modell zählt zu diesen Modellen; die Bedingungen, unter denen das Modell gilt, müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Der Transport von Schadgasen in der Atmosphäre (Transmission) wird durch eine Differentialgleichung beschrieben, deren analytische Lösung die Konzentrationsverteilung eines Schadgases in der Umgebung eines Emittenten liefert. Diese Lösung lautet wie folgt (Gauß-Modell, s. auch (9)):

$$S(x,y,z) = \frac{10^6 \cdot Q}{3600 \cdot 2 \cdot \pi \cdot \bar{u} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \left\{ \exp \left[-\frac{(z-H_e)^2}{2 \sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z+H_e)^2}{2 \sigma_z^2} \right] \right\} \exp \left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2} \right)$$

S	= Immissionskonzentration [mg/m ³]
Q	= Quellstärke [kg/h]
H _e	= effektive Schornsteinhöhe (Summe aus Bauhöhe H und Überhöhung Δ H) [m]
x, y, z	= Koordinaten des Aufpunktes (Nullpunkt ist der Fußpunkt des Emittenten, x-Koordinate entspricht Translationsrichtung) [m]
u	= mittlere Windgeschwindigkeit (gemittelt über die zweifache effektive Schornsteinhöhe) [m/s]
σ _y , σ _z	= Diffusionsparameter [m]

Im Gauß-Modell wird angenommen, daß die Schadstoffe in der Rauchfahne in y- und z-Richtung normalverteilt sind (s. Abb.7).

Als Untergrund wird eine ebene Fläche vorausgesetzt, an der die Rauchfahne beim Auftreffen zur Gänze reflektiert wird. Diese Reflexion wird im Modell durch die Ausbreitung einer am Bodenniveau gespiegelten Quelle simuliert (s. Abb.8). Insbesondere für den Schadstoff HF ist diese Annahme jedoch nicht ganz zutreffend; HF lagert sich bei Kontakt mit dem Boden oder mit Pflanzen sofort an der Kontaktfläche ab. Dadurch wird die Schadstoffmenge in der Rauchfahne vermindert. Diese Deposition wurde im Modell nicht berücksichtigt.

Für die Dauer des Ausbreitungsprozesses müssen u.a. gleichbleibende Emissionsraten sowie die Stationarität der meteorologischen Parameter und der Diffusionsparameter vorausgesetzt werden. Aus diesen Gründen werden vom Gauß-Modell lediglich Halbstundenmittelwerte berechnet. Die Geländeformen (Orographie) sowie die unregelmäßige Beschaffenheit des Erdbodens und der Einfluß von Gebäuden verursacht räumliche Unterschiede im Windfeld, die im Modell nicht beinhaltet sind. Außerdem können sich im Lee von Gebäuden sogenannte Leewirbel ausbilden, die zu einer anderen Schadstoffverteilung als der im Modell angesetzten führen (s. Abb.9).

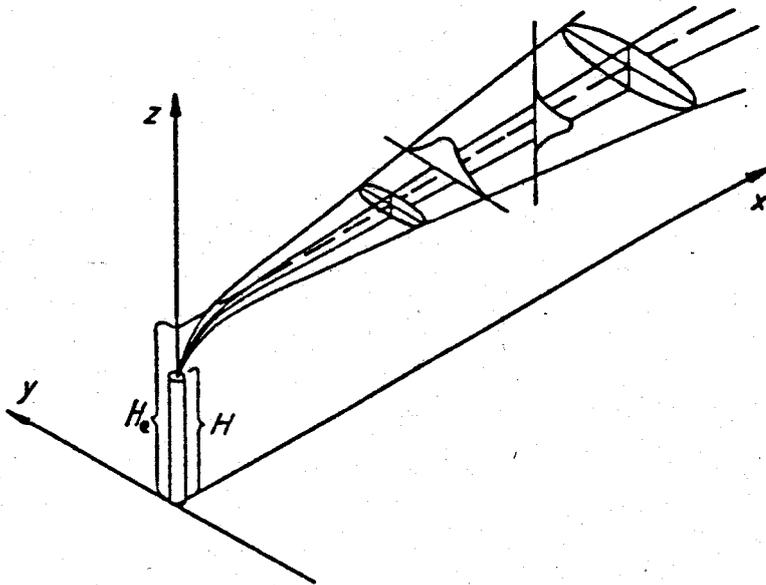


Abb.7: Schadstoffverteilung in der Rauchfahne nach dem Gauß-Modell

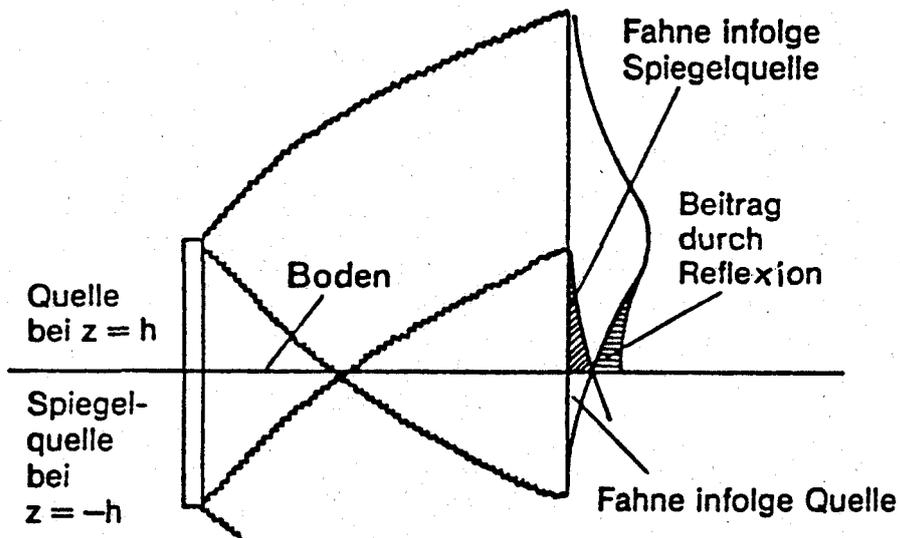


Abb.8: Darstellung der im Gauß-Modell beinhalteten Simulation von am Boden reflektierten Rauchfahnen

Windstille Lagen bzw. Schwachwindlagen mit Windgeschwindigkeiten < 1 m/s können von Gauß-Modellen nicht erfaßt werden. Die in die Berechnung eingehenden Diffusionsparameter für die zweidimensionale Beschreibung der Gaußverteilung der Abgaskonzentration beruhen auf den Ergebnissen von Feldmessungen, die unter idealisierten bzw. genau definierten Bedingungen durchgeführt wurden. Eine Übertragung dieser Werte auf den tatsächlichen Emittentenstandort sowie die Zuordnung der Streuungsparameter zu den einzelnen Stabilitätsklassen, die auf der Basis der örtlichen Beobachtung des Windes und der Bewölkungsverhältnisse ermittelt werden können, bringt gewisse Unsicherheiten. Aus all diesen Gründen darf nicht erwartet werden, daß ein einzelnes errechnetes Immissionsfeld bei einer bestimmten Ausbreitungssituation mit dem gemessenen Immissionsfeld übereinstimmt. Die Ergebnisse des Gauß-Modells liegen dabei eher höher als die gemessenen Werte.

Ein wichtiger Bestandteil von Ausbreitungsrechnungen ist die Berechnung der effektiven Schornsteinhöhe. Diese setzt sich aus der Bauhöhe H und der Überhöhung ΔH , die einerseits durch den Eigenimpuls (dynamischer Auftrieb) und andererseits durch den thermisch bedingten Auftrieb des Abgases verursacht wird, zusammen. Die effektive Schornsteinhöhe soll die Höhe festlegen, in der die Rauchfahne unter dem Einfluß der Luftbewegung in eine nahezu waagrechte Richtung umknickt (s. Abb.10).

Für die Emissionen aus den Hallen kann wegen der geringen Temperatur der Hallenabluft (im Schnitt rund 15 °C mehr als die Temperatur der Außenluft) angenommen werden, daß sich keine Überhöhung ausbildet. Weiters tritt die Hallenabluft seitlich aus den Fenstern und Dachlaternen aus und nicht nach oben, wodurch ebenfalls keine Überhöhung stattfindet. Dazu wirkt ein "down-wash"-Effekt durch die Bildung von Leewirbeln.

Die Elektrolysehallen stellen eine Flächenquelle dar, da die Emissionen aus einer Vielzahl diffuser Quellen kommen. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, eine Flächenquelle entweder durch eine Anzahl einzelner gedachter Punktquellen oder durch Linienquellen zu simulieren. In der ÖNORM M 9440 (9) wird die Simulation durch eine Anzahl von Punktquellen empfohlen. Die Berechnungen erfolgten gemäß dieser Empfehlung.

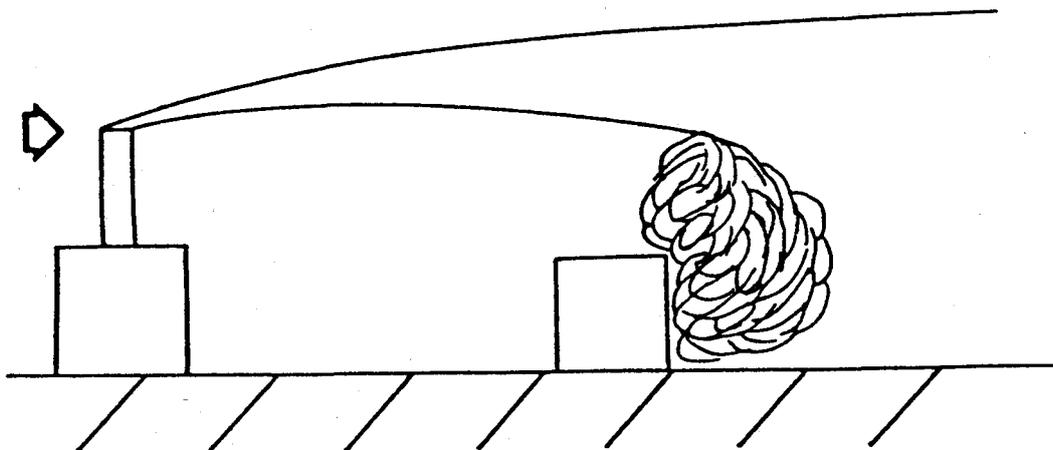


Abb.9: Bildung von Leewirbeln hinter freistehenden Hindernissen

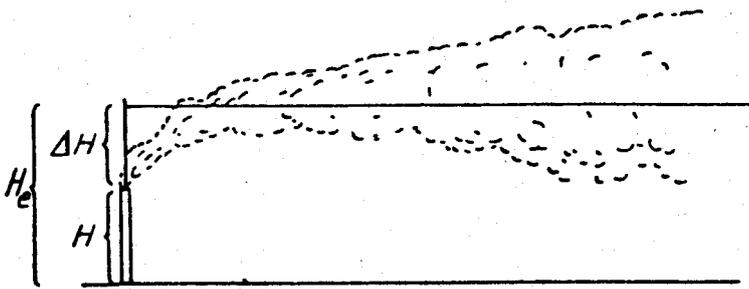


Abb.10: Bildung der effektiven Quellhöhe H_e

5.1.1 Atmosphärische Schichtung

Das Gauß-Modell erlaubt die Berechnung eines Immissionsfeldes bei verschiedenen Wetterbedingungen. Ähnliche Wettersituationen und daraus folgende Ausbreitungsbedingungen werden durch Klassen nach der vertikalen Temperaturschichtung charakterisiert (s. Tab.4). Diese Ausbreitungsklassen können auf Grund meteorologischer Daten bestimmt werden (zu den Bestimmungsvorschriften s. (9) und (11)). Die Ausbreitungsklasse wird in erster Linie durch die Windgeschwindigkeit und die Stärke der Einstrahlung (abhängig von Sonnenhöhe und Bewölkung) beeinflusst.

Tab.4: Ausbreitungsklassen nach Turner (17) und Reuter (20)

Klasse	atmosphärische Schichtung	Auftreten	Windgeschwindigkeitsbereich (m/s)
2	labil	nur bei Tag	1,0- 4,5
3	schwach labil	nur bei Tag	1,0-10,0
4	neutral	Tag und Nacht	$\geq 1,0$
5	schwach stabil	nur bei Nacht	1,0- 5,5
6	mäßig stabil	nur bei Nacht	1,0- 3,5
7	stark stabil	nur bei Nacht	1,0- 2,5

Die ursprünglich vorhandene Klasse 1 (stark labil) kommt bei dem in Österreich herrschenden Klima nur sehr selten vor. Sie wird daher mit der Klasse 2 zusammengezogen.

Die Ausbreitungsklassen 6 und 7 (mäßig stabil und stark stabil) sind für den Schadstofftransport im Fall der Elektrolyse Ranshofen nicht relevant, da sich eine stabile Schichtung der Atmosphäre infolge der niedrigen Emissionshöhe der Hallen und des damit verbundenen Gebäudeeinflusses (Leewirbel) nicht einstellen wird.

5.1.2 Windverhältnisse im Raum Ranshofen

Über dem Dachfirst eines Verwaltungsgebäudes am Werksgelände der AMAG betreibt die oberösterreichische Landesregierung eine Windmeßstation. Die Anemometerhöhe beträgt mehr als 20 m.

Anhand einer Auswertung der Meßreihe aus den Jahren 1981 bis 1983 (Basis Stundenmittelwerte) läßt sich zeigen, daß die häufigsten Windrichtungen Ostnordost/Ost und West bis Südwest sind (Abb.11). Ein Jahresgang der Windrichtungsverteilung tritt praktisch nicht auf (die Windrichtungen sind im Sommer und Winter nahezu gleichverteilt).

Eine Häufigkeitsauszählung der Windrichtungen getrennt nach Tagesvierteln ist für das gesamte Jahr sowie das Sommer- und Winterhalbjahr in Tabelle 5 dargestellt (s. auch (20)). Bei Tag (6-18 Uhr) weht der Wind nicht so oft aus den Hauptrichtungen Ost, West und Südwest wie bei Nacht.

Betrachtet man eine zweidimensionale Häufigkeitsauszählung von Windrichtung und Windgeschwindigkeit (Tab.6), zeigt sich, daß die selten vorkommenden Windrichtungen stets zusammen mit geringen Windgeschwindigkeiten (bis 5 m/s) auftreten.

Die Windgeschwindigkeit beträgt im Jahresmittel 2,25 m/s. Die einzelnen Monatsmittel der Windgeschwindigkeit sind in Tabelle 7 dargestellt.

Berechnet man den mittleren Tagesgang der Windgeschwindigkeit (Tab.8), findet man, daß im Mittel die höchsten Windgeschwindigkeiten am frühen Nachmittag auftreten und die geringsten in der zweiten Nachthälfte bzw. am Morgen (in diesen Stunden ist auch die Calmenhäufigkeit am größten, s. Tab.5). Der Tagesgang verläuft in etwa wie der der Lufttemperatur (Abhängigkeit von der Ein-/Ausstrahlung). Durch die Mittelbildung werden aperiodisch auftretende Einzelereignisse wie beispielsweise Frontdurchgänge überdeckt.

Am häufigsten (in mehr als 50% aller Fälle) sind im Raum Ranshofen Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 3 m/s anzutreffen (s. Tab.9). Daß nur relativ selten Calmen zu finden sind, liegt an der Aufstellungshöhe des Windgebers (mehr als doppelt so hoch wie die Standardhöhe von 10 m).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß in etwa zwei von drei Fällen der Wind aus den Richtungen Ost/Ostnordost bzw. West bis Südwest kommt. Die Windgeschwindigkeiten sind im Mittel nicht sehr hoch, die Calmenhäufigkeit ist jedoch nicht überdurchschnittlich groß. In Zusammenhang mit geringen Windgeschwindigkeiten kommen auch die selten auftretenden Windrichtungen vor.

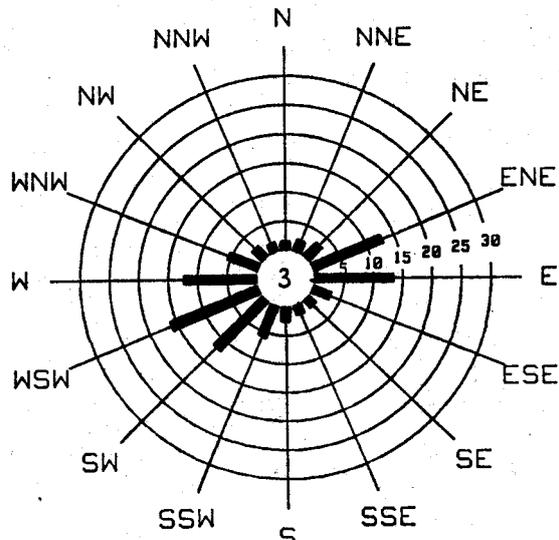
5.1.3 Häufigkeit der Ausbreitungsklassen

Für die Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen an einem bestimmten Ort ist die Kenntnis der Häufigkeit des Auftretens der Ausbreitungsklassen wichtig (Immissionsklimatologie). Zur Klassifizierung werden verschiedene meteorologische Daten benötigt (vor allem die Bewölkung betreffend). Im Gebiet um Ranshofen gibt es keine Station, die diese Daten liefern könnte. Es existiert aber für die Stadt Salzburg eine Häufigkeitsauszählung (s. Abb.12, aus (5)).

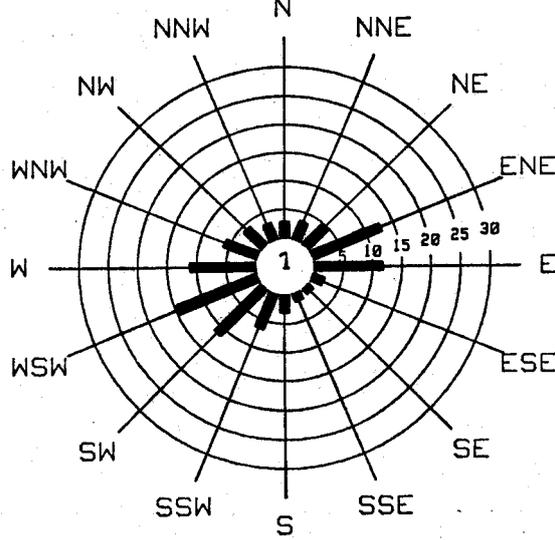
Die neutrale Ausbreitungsklasse kommt bei Tag (in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit) zumindest in rund 35% der Fälle und bei Nacht zumindest in 30% der Fälle vor (s. Abb.12). Mit zunehmender Windgeschwindigkeit erhöht sich der Prozentsatz bis auf 100%. Das beaufschlagte Gebiet wird mit zunehmender Windgeschwindigkeit schmaler, dehnt sich aber in größere Entfernungen vom Werk aus.

Es erhebt sich die Frage, ob diese Ausbreitungsstatistik auf Ranshofen - Luftlinie 50 km entfernt - übertragbar ist. Wesentlicher Parameter ist die Bewölkung als Maß für die Ein- bzw. Ausstrahlung: Im Winter wird der Bedeckungsgrad in Ranshofen dem von Salzburg vermutlich ähnlich sein, im Sommer hingegen wird es wahrscheinlich Unterschiede geben, weil durch die Alpenrandlage in der Stadt Salzburg mit mehr Quellbewölkung als in Ranshofen zu rechnen ist.

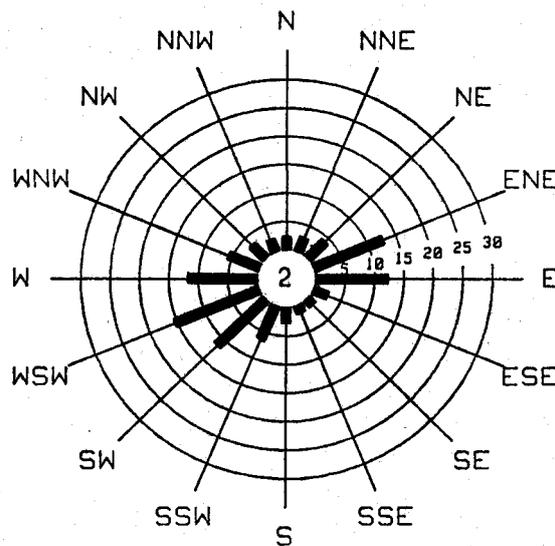
Da für den Standort Ranshofen eine Windstatistik existiert, ist eine Übertragung der Ausbreitungsstatistik Salzburg auf das Gebiet um Ranshofen prinzipiell zulässig.



Winter
1981 - 1983



Sommer
1981 - 1983



Jahr
1981 - 1983

Abb.11: Windrichtungsverteilung Ranshofen (in Prozent) auf der Basis von Stundenmittelwerten aus 1981-1983

Tab.7. Monats- und Jahresmittel der Windgeschwindigkeit

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Jahr
2,45	2,55	2,41	2,69	2,37	2,13	2,11	1,95	1,91	1,99	2,20	2,21	2,25

Tab.8: Mittlerer Tagesgang der Windgeschwindigkeit

2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24 Uhr
1,8	1,7	1,7	1,9	2,5	2,9	3,1	2,9	2,5	2,0	1,9	1,8

Tab.9: Relative Häufigkeit der Windgeschwindigkeit in Prozent

C	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10	10-11 m/s
1,8	18,0	31,2	25,3	11,3	7,0	2,5	1,8	0,7	0,2	0,1	0,1

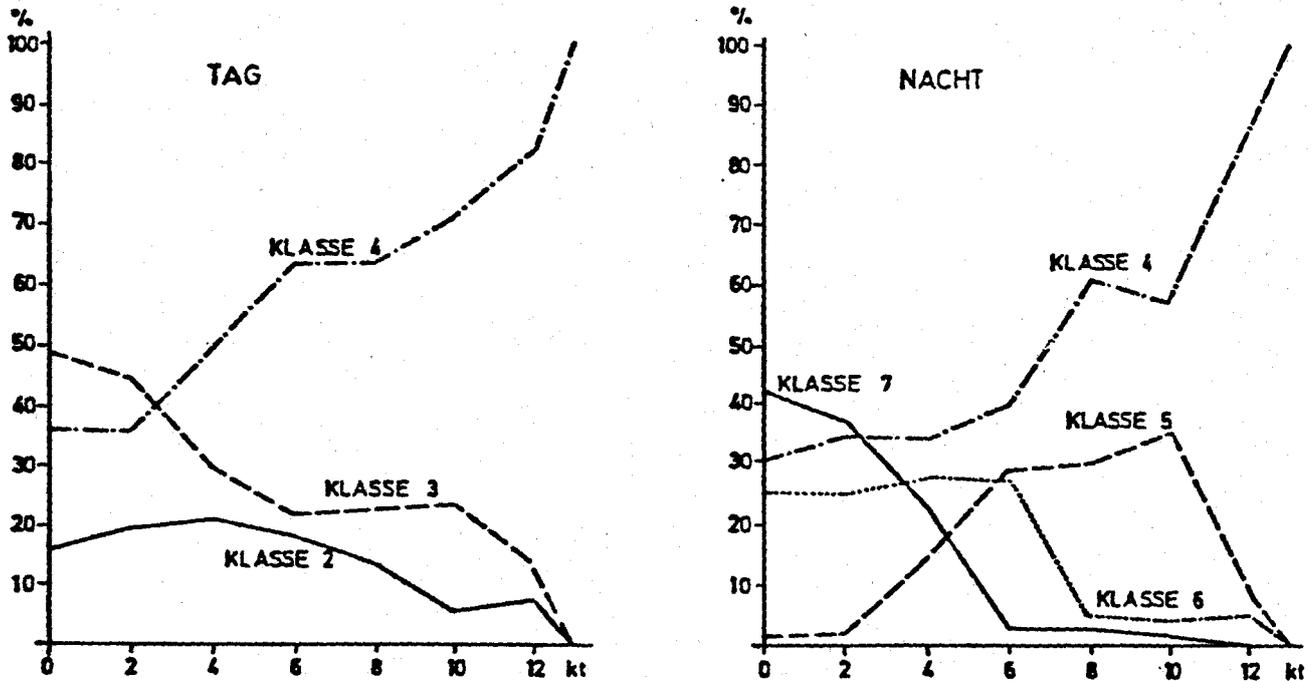


Abb.12: Häufigkeit der Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit in Salzburg

5.2 Anwendung des Modells auf das Werk der AMAG Ranshofen

Die bestehende Elektrolyseanlage ist eine Kombination von Punktquellen (5 Kamine) und Flächenquellen (10 Ofenhallen). Allgemein gilt, daß jede Flächenquelle durch eine passende Anzahl von Punktquellen simuliert werden kann. Die Quellstärke der einzelnen Punktquellen ergibt sich dabei aus der Division der Quellstärke der gesamten Flächenquelle durch die Anzahl der angenommenen Punktquellen. Für jede Punktquelle wird das Gauß-Modell gerechnet; die aus den einzelnen Ausbreitungen resultierenden Immissionskonzentrationen können in einem Aufpunkt oder in einem ganzen Gitterpunktsnetz nach dem Superpositionsprinzip aufsummiert werden und geben so ein Bild über die Immissionssituation einer flächenmäßig ausgedehnten Quelle.

Die 10 Hallen der Elektrolyse der AMAG werden durch 30 Punktquellen simuliert (s. Abb.13) und die errechneten Konzentrationen in den Aufpunkten superponiert. Ebenso wird der Immissionsanteil der fünf Kamine in den Aufpunkten dazuaddiert.

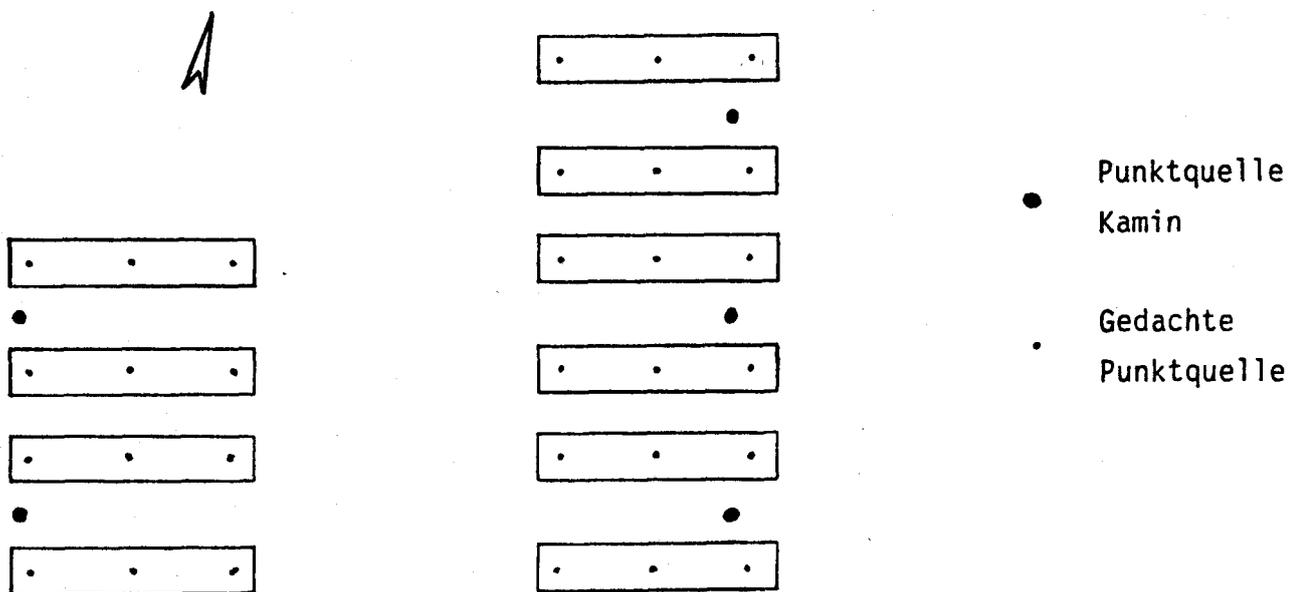


Abb.13: Simulation der Flächenquelle Altanlage durch Punktquellen

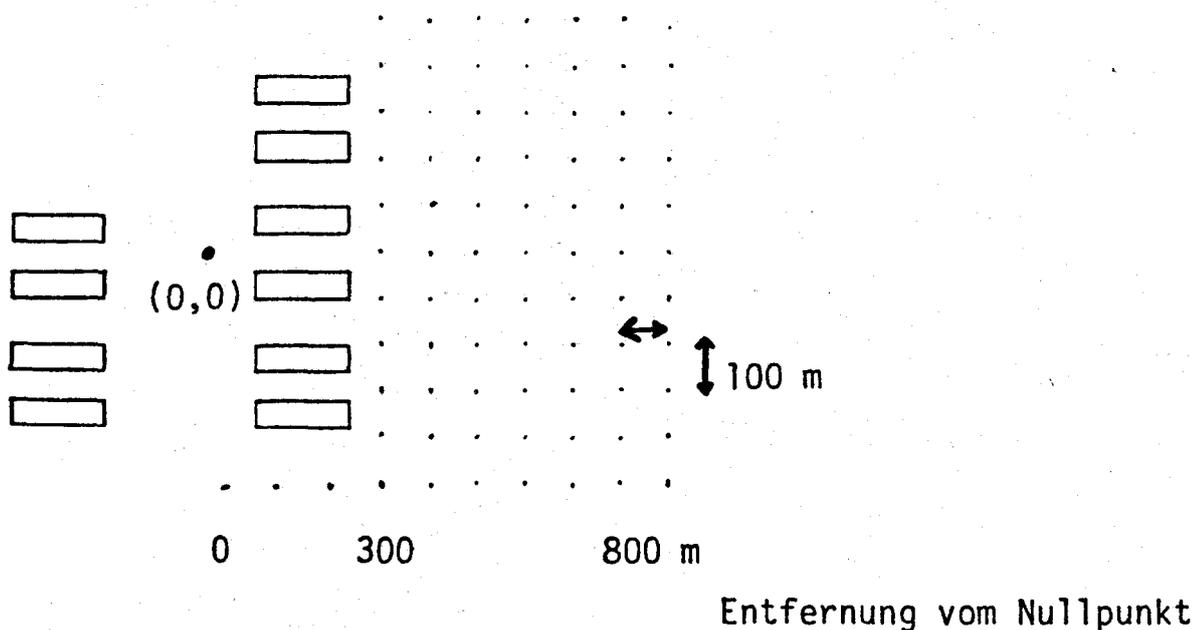


Abb.14: Gitternetz zur Berechnung der Immissionskonzentrationen Altanlage

Die Anlage wird nach ÖNORM M 9440 als kalte Quelle behandelt. Diese ist durch eine Abgastemperatur von $T < 30 \text{ }^\circ\text{C}$ definiert. Da für Abgastemperaturen zwischen $30 \text{ }^\circ\text{C}$ und $50 \text{ }^\circ\text{C}$ kein Rechenverfahren existiert, wird auch für fallweise im Sommer auftretende Abgastemperaturen von mehr als $30 \text{ }^\circ\text{C}$ dasselbe Rechenverfahren wie für kalte Quellen angewendet.

Das auf die Emission der AMAG Ranshofen zurückzuführende Immissionsfeld wurde mit Gitterpunkten belegt (Abb.14). Das Gitternetz ist etwa in Richtung WSW-ENE orientiert (häufigste Windrichtungen). Der Nullpunkt des Netzes (Emissionsschwerpunkt) liegt in der Mitte zwischen den beiden Elektrolyseblöcken (s. Abb.14). Ab einer Entfernung von etwa 300 m vom Nullpunkt befindet man sich außerhalb der Werksanlagen. Der Abstand der Gitterpunkte beträgt in Ausbreitungsrichtung und normal dazu jeweils 100 m.

Für jeden Gitterpunkt (beginnend mit 300 m Entfernung vom Nullpunkt) wurden die Immissionskonzentrationen der Schadstoffe Fluorid gasförmig, SO_2 und Staub bestimmt. Die Konzentrationswerte gelten streng für Westsüdwestwinde, aber nur bedingt für Ostnordostwinde (wegen des unsymmetrischen Aufbaues der alten Elektrolyse).

Die Rechenergebnisse wurden in Form von Isolinien der Immissionskonzentration dargestellt, da wegen der Superposition der einzelnen Rauchfahnen der Flächenquelle mit einem Gitterpunktsnetz gerechnet wurde. Diese Darstellung hat den Vorteil, daß der Immissionsverlauf im Bodenniveau in x- und y-Richtung ersichtlich ist. Die Entfernungen vom Emissionsschwerpunkt (Koordinatenursprung 0/0) in x- und y-Richtung sind in den Abbildungen in Metern angegeben. Die bekannte Darstellungsweise der maximalen Immissionskonzentrationen wurde für das Heizhaus (Punktquelle) angewendet.

Der Konzentrationsverlauf bei den Ausbreitungsklassen 6 und 7 wird nicht dargestellt, da das Modell - wie sich vielfach gezeigt hat - unrealistisch hohe Konzentrationen insbesondere in großen Entfernungen vom Emittenten ergibt.

5.2.1 Berechnung der Fluoridimmissionskonzentration

Die Berechnungen des Immissionsbeitrags, der auf die gasförmigen Fluoridemissionen der Aluminiumhütte zurückzuführen ist, erfolgten für die Windgeschwindigkeiten von 1, 2, 3, 5 und 10 m/s. Die Emissionsangaben sind Tabelle 1 zu entnehmen. Um die Gesamtimmission zu erhalten, muß zum Immissionsbeitrag die Vorbelastung von rund $0,25 \mu\text{g HF/m}^3$ (s. Abschnitt 7.3) addiert werden.

Berechnet man das Immissionsfeld getrennt für Hallen und Kamine, zeigt sich, daß der Beitrag der Kaminemissionen im Vergleich zum Beitrag der Hallenemissionen gering ist; er schwankt je nach Entfernung vom Werk und je nach meteorologischen Bedingungen zwischen Werten $< 1\%$ und etwa 5% . Daraus ist zu ersehen, daß bei Bestrebungen zur Immissionsreduktion primär die Hallenemissionen reduziert werden müssen; das bedeutet, daß der Einhausungsgrad der Zellen (derzeit rund $80\% - 85\%$) verbessert werden müßte.

Im folgenden wird die Gesamtimmissionskonzentration (Summe der Konzentrationen durch Hallen und Kamine) diskutiert. Die Konzentrationsverteilung für die Windgeschwindigkeiten 1 m/s und 3 m/s ist in den Abbildungen 15a-b dargestellt. Diese Windgeschwindigkeiten wurden gewählt, weil sie am häufigsten auftreten.

Die höchsten Konzentrationen findet man im unmittelbaren Nahbereich des Werks bei Windgeschwindigkeiten von 1 m/s. Bei diesen Windgeschwindigkeiten wurden unter leicht stabilen Ausbreitungsbedingungen (Klasse 5) Konzentrationen von über $300 \mu\text{g/m}^3$ in einer Entfernung von etwa 300 m vom Emissionsschwerpunkt berechnet; selbst in 2.000 m Entfernung sollten unter diesen Ausbreitungsbedingungen noch etwa $30 \mu\text{g/m}^3$ auftreten. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit werden einerseits die Immissionskonzentrationen etwas kleiner, andererseits verschiebt sich das Konzentrationsmaximum besonders bei stabilen Ausbreitungsklassen vom Werk weg. Windgeschwindigkeiten von etwa 10 m/s und mehr führen zu einer besonders langsamen Abnahme der Immissionskonzentrationen; mit zunehmender Windgeschwindigkeit werden die Schadstoffe auf eine größere Fläche verteilt und rufen daher geringere Immissionskonzentrationen als bei geringen Windgeschwindigkeiten hervor. Die Ausbreitungsklassen 2, 3 und 4 (labil und neutral) ergeben deutlich geringere Belastungen; so werden bei Klasse 4 in 2.000 m Entfernung vom Emissionsschwerpunkt nur mehr rund $10 \mu\text{g/m}^3$ errechnet.

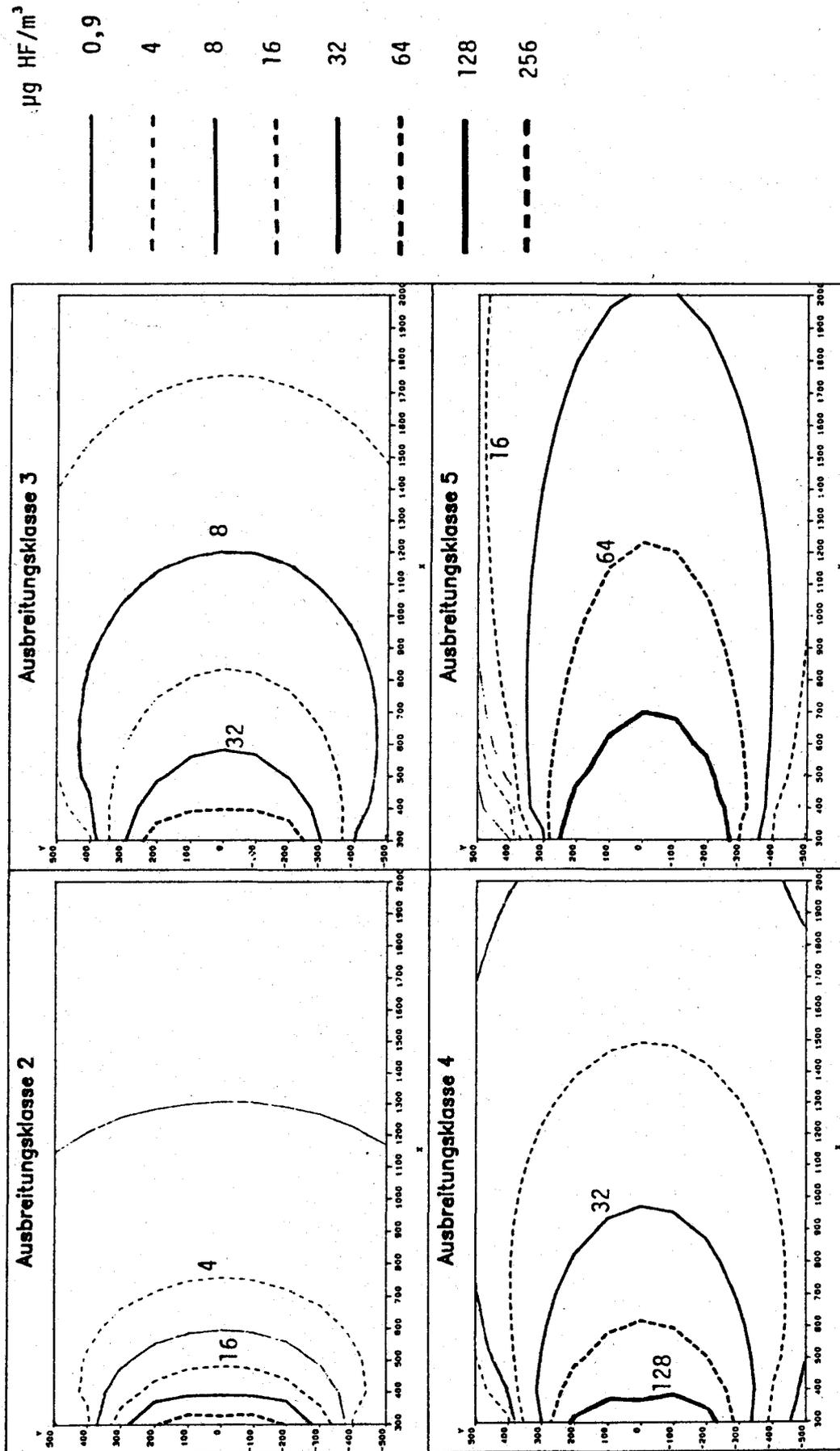


Abb. 15a: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s

Abb. 15a

$\mu\text{g HF/m}^3$

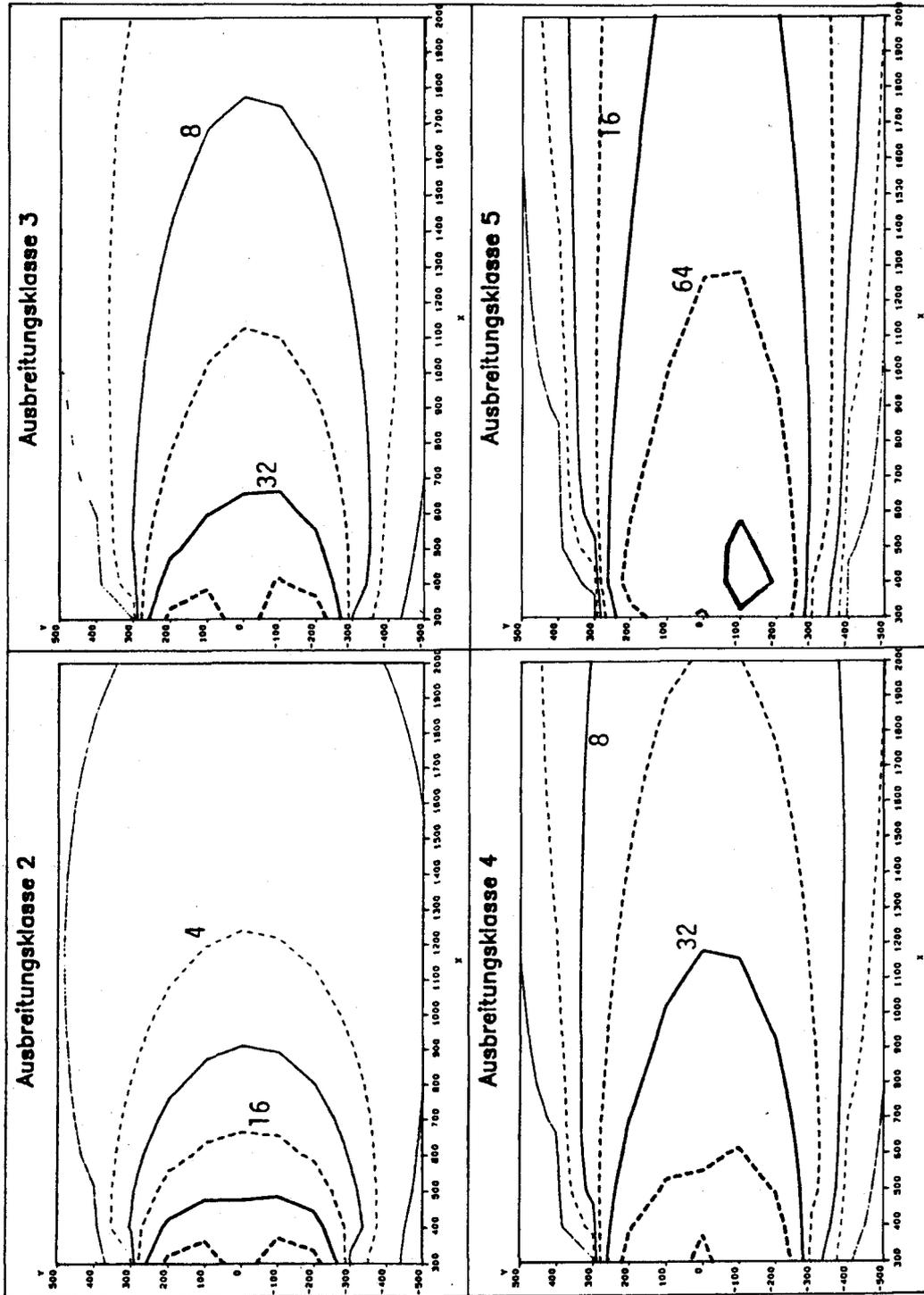
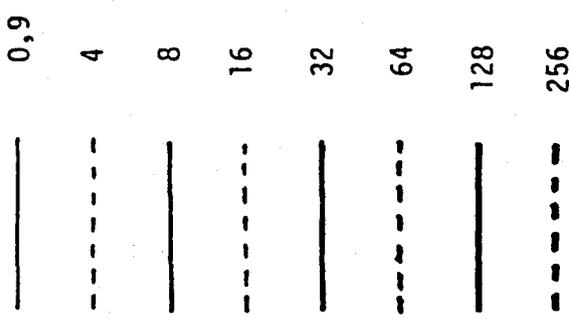


Abb.15b

Abb.15b: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s

5.2.2 Berechnung der Schwefeldioxidimmissionskonzentration

Bei der Berechnung der Schwefeldioxidkonzentration müssen werksseitig sowohl die Emissionen aus der Elektrolyse als auch die Emissionen des Kesselhauses berücksichtigt werden.

Aus der Elektrolyse werden im Jahr etwa 160 t SO₂ emittiert, wobei die Hallen zu 85% an dieser Emission beteiligt sind (s. Tab.10). Die Ausbreitungsverhältnisse sind daher denen beim Fluorid durchaus ähnlich.

Tab.10: SO₂-Emissionsdaten Elektrolyse Ranshofen

Emissionsmassenströme:	
gesamt	160 t/a = 18 kg/h
Kamine	2 kg/h
Hallen	16 kg/h

Weitere Angaben in Tabelle 1

Die maximalen SO₂-Immissionskonzentrationen werden bei leicht stabiler Ausbreitungsklasse und Windgeschwindigkeiten um 1 m/s erreicht. Sie betragen etwa 0,3 mg/m³ in unmittelbarer Nähe der Hallen (Entfernung vom Emissionsschwerpunkt kleiner 300 m). In 1 km Entfernung vom Werk liegen die Konzentrationen durchwegs unter 0,1 mg/m³. So wie beim Schadstoff Fluorid ist der Anteil an der Immissionskonzentration, der auf die Kamine zurückzuführen ist, sehr klein. Die SO₂-Konzentrationen sind in den Abbildungen 16a-b dargestellt.

Infolge der jahreszeitlich und lastabhängig schwankenden Emissionen aus dem Kesselhaus (Heizhaus) ist es unmöglich, dafür genaue Konzentrationswerte zu prognostizieren. Mittels der in Tabelle 11 angegebenen Daten wurden jedoch die maximal zu erwartenden Konzentrationen berechnet. Bei schwach labilen Ausbreitungsverhältnissen (Klasse 3) ergibt sich dabei eine Maximalkonzentration von rund 0,33 mg/m³ bei recht kräftigen Winden (s. Abb.17).

Tab.11: SO₂-Emissionsdaten Kesselhaus Ranshofen

Kesselhaus, bestehend aus 4 Kesseln, davon 1 Kessel Reserve	
Emissionsmassenstrom gesamt	240 t/a = 60 kg/h *)
Gesamtabgasmenge aus 3 Kesseln (vor Abzug des Wasserdampfs)	75.000 m ³ /h
Schornsteinhöhe	15 m
Abgastemperatur	180 °C

*) Emissionsmassenstrom in kg/h berechnet unter der Annahme, daß das Heizhaus 4.000 Betriebsstunden pro Jahr aufweist.

Eine weitere schwer quantifizierbare SO₂-Quelle ist die Anlage zur Herstellung der Söderbergmasse für die Elektroden.

In Summe ist im ungünstigsten Fall mit einer SO₂-Zusatzbelastung von unter 0,40 mg/m³ bei Ausbreitungsklasse 3 und geringen Windgeschwindigkeiten (1 m/s) auf den unmittelbar an das Werk angrenzenden Flächen (Entfernung vom Emissionsschwerpunkt ca. 450 m) zu rechnen. Der Immissionsbeitrag kann selbst in einer Entfernung von 1.500 m noch 0,10 mg SO₂ erreichen.

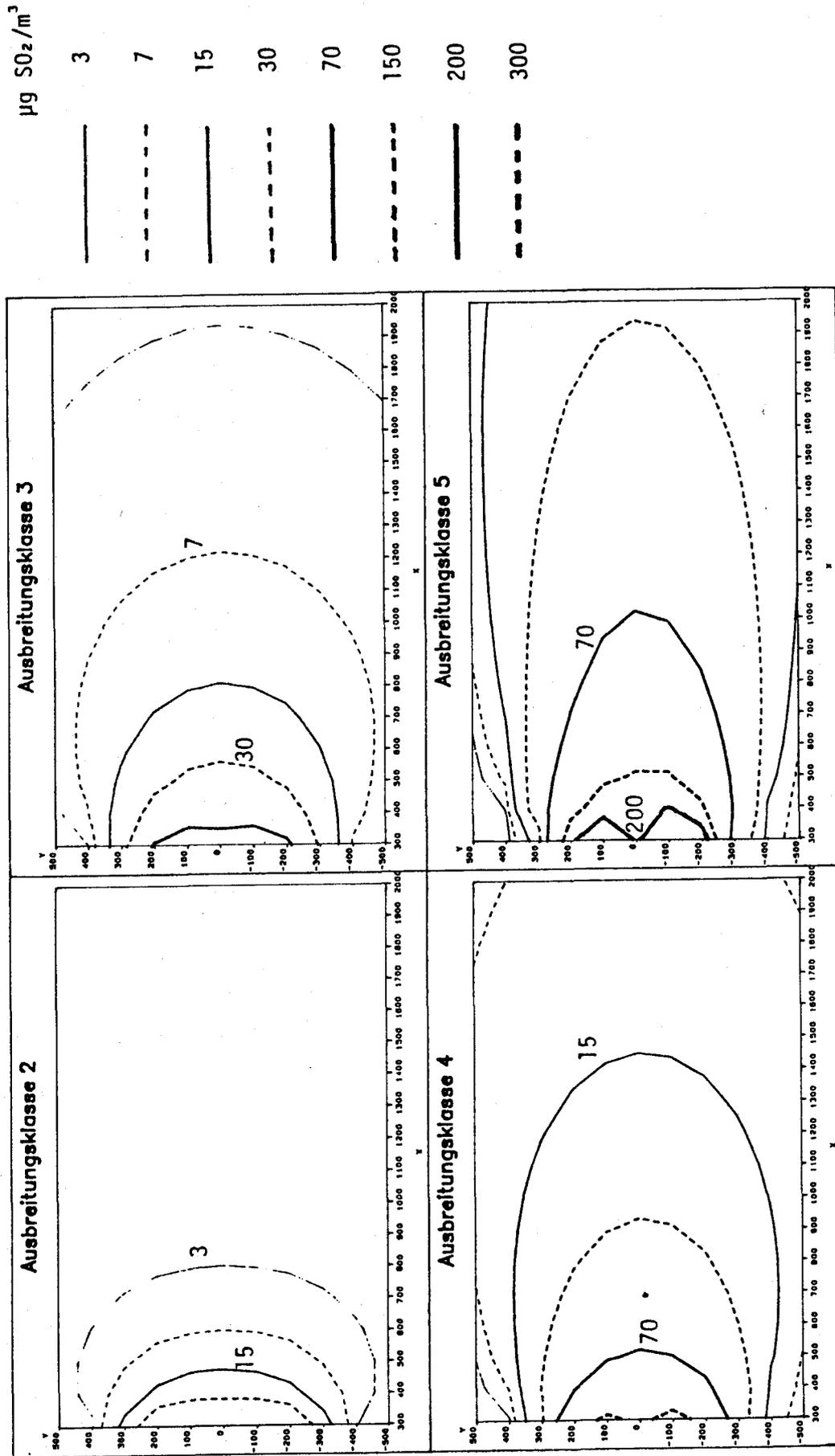


Abb.16a

Abb. 16a: SO₂-Immissionskonzentration im Lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s

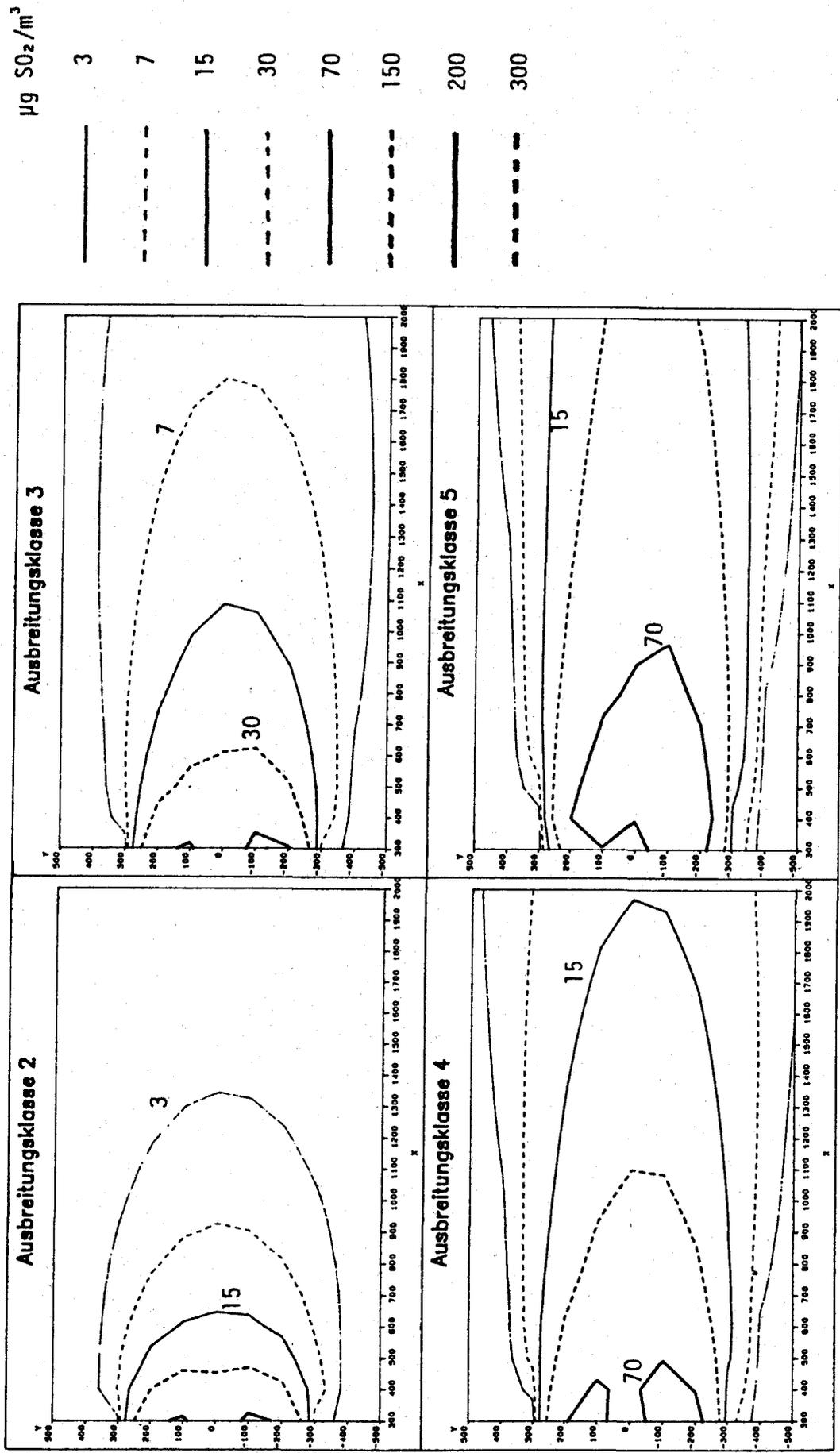


Abb.16b

Abb.16b: SO_2 -Immissionskonzentration im Lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s

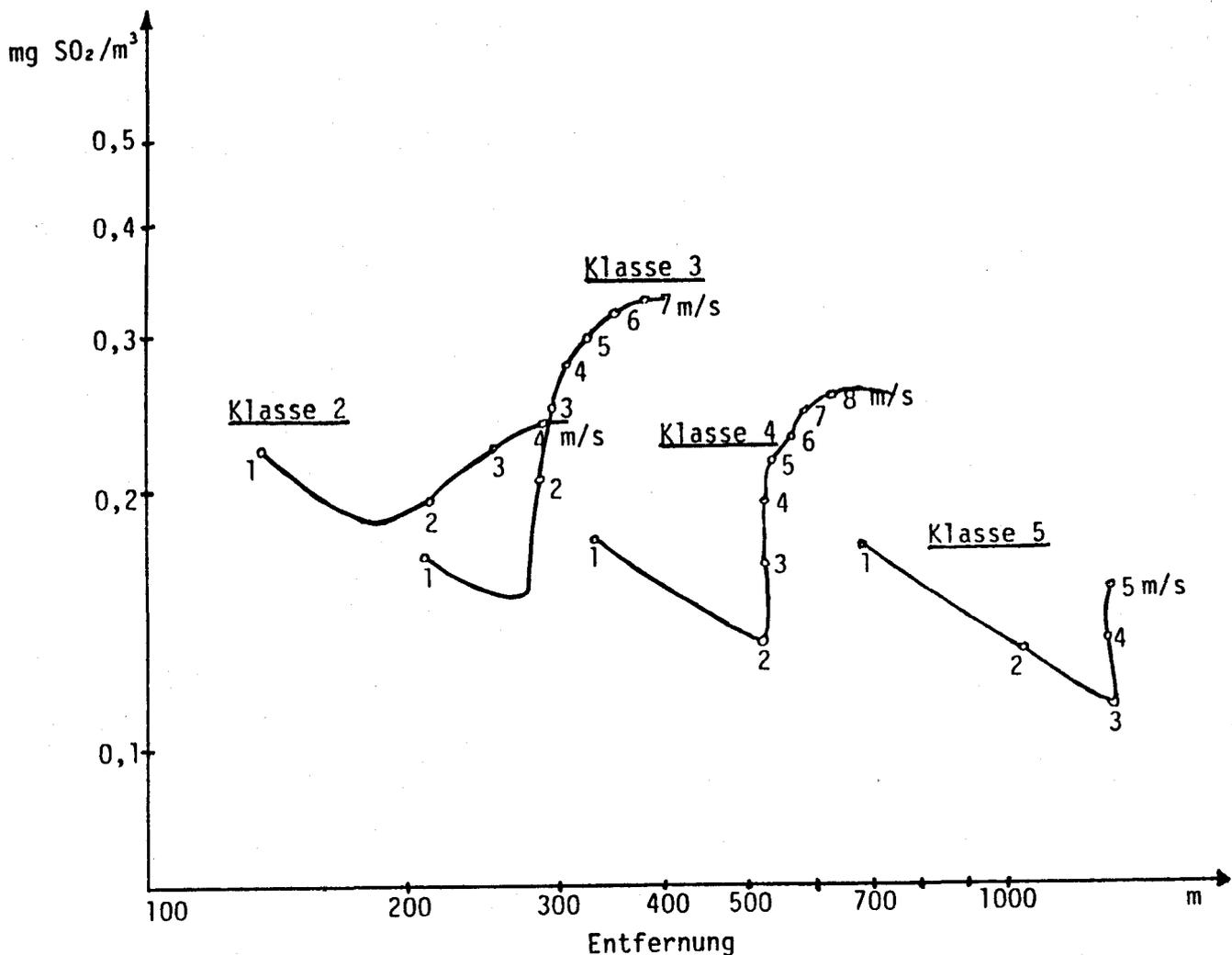


Abb.17: Heizhaus: Maximale SO₂-Immissionskonzentration in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse und der Windgeschwindigkeit

5.2.3 Berechnung der Staubimmissionskonzentration

Die Ausbreitung der Staubemissionen aus den Kaminen und Hallen der Elektrolyseanlage wurde analog zur Ausbreitung gasförmiger Schadstoffe berechnet, d.h. es wurde keine Sinkgeschwindigkeit der Partikel angenommen, da sie bei einem durchschnittlichen Aerosoldurchmesser von 5 µm im Modell als vernachlässigbar angesehen wird. Die Emissionsangaben findet man in Tabelle 1. Die Werksangaben liegen um einiges unter den Angaben nach VDI 2286 (18).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, daß die angegebenen Konzentrationswerte als Halbstundenmittelwerte zu verstehen sind und nicht als Tagesmittelwerte oder Dreistundenmittelwerte.

In der Nähe des Werks (Entfernung vom Emissionsschwerpunkt kleiner 500 m) berechnete das Ausbreitungsmodell mit den Angaben nach VDI (d.h. mit den höheren Emissionswerten) Staubkonzentrationen von mehr als 1 mg/m³. Bei neutraler bzw. stabiler Ausbreitungsklasse wurden Werte zwischen 0,1 und 1 mg Staub/m³ errechnet (s. Abb.18a-b). Die relativ hohen Konzentrationen auch in einiger Entfernung vom Werk (Immissionsbeitrag von 0,20 mg/m³ bei Entfernungen von bis zu 2.000 m) werden durch den Umstand erzielt, daß etwa ein Drittel der insgesamt emittierten Staubmenge aus den Kaminen kommt; durch die große Freisetzungshöhe von mehr als 80 m (Eigenimpuls des Abgases) wird der Staub in größere Entfernungen vom Werk verfrachtet als beispielsweise das gasförmige Fluorid.

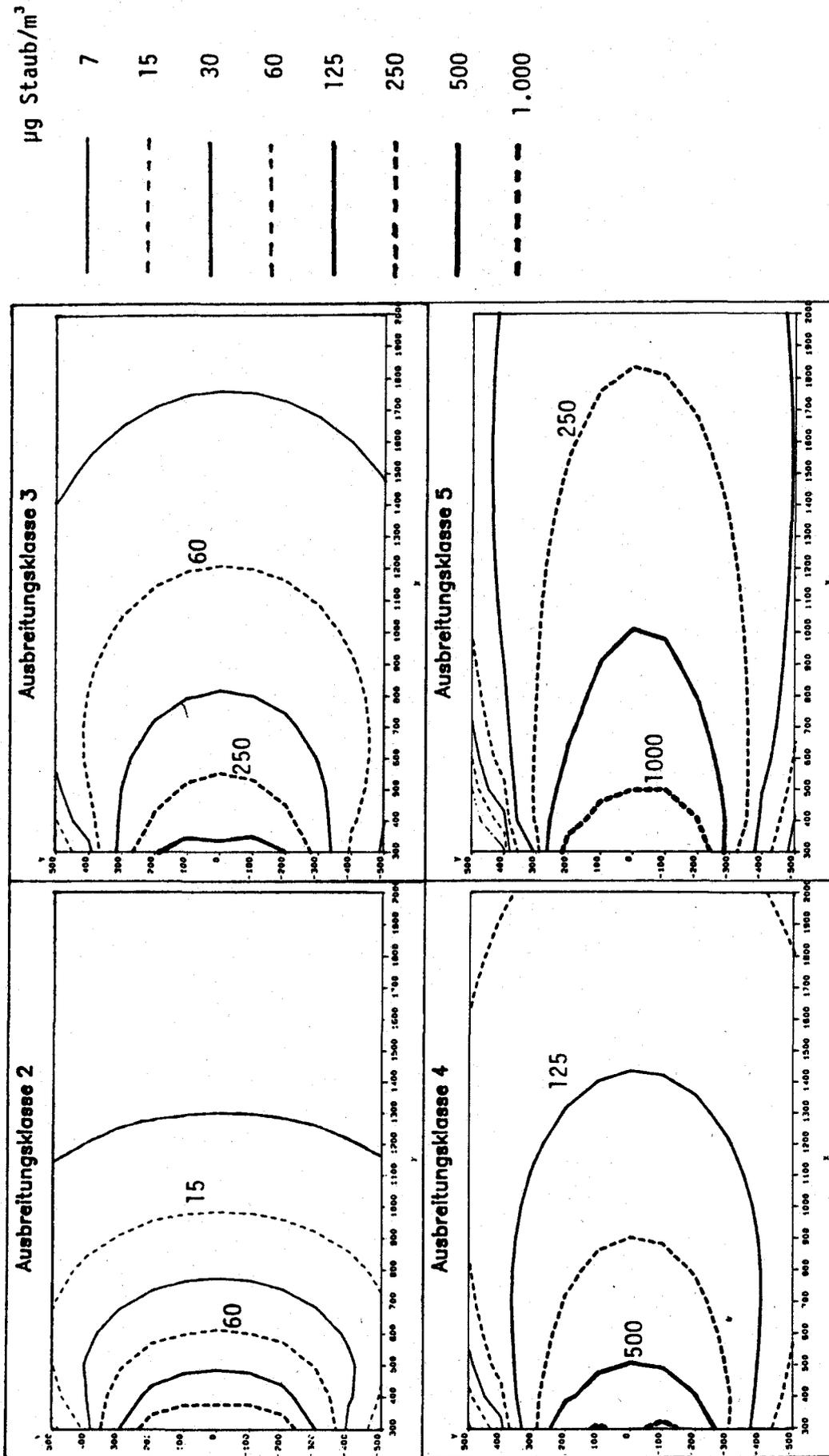


Abb.18a

Abb.18a: Staub-Immissionskonzentration im Lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s

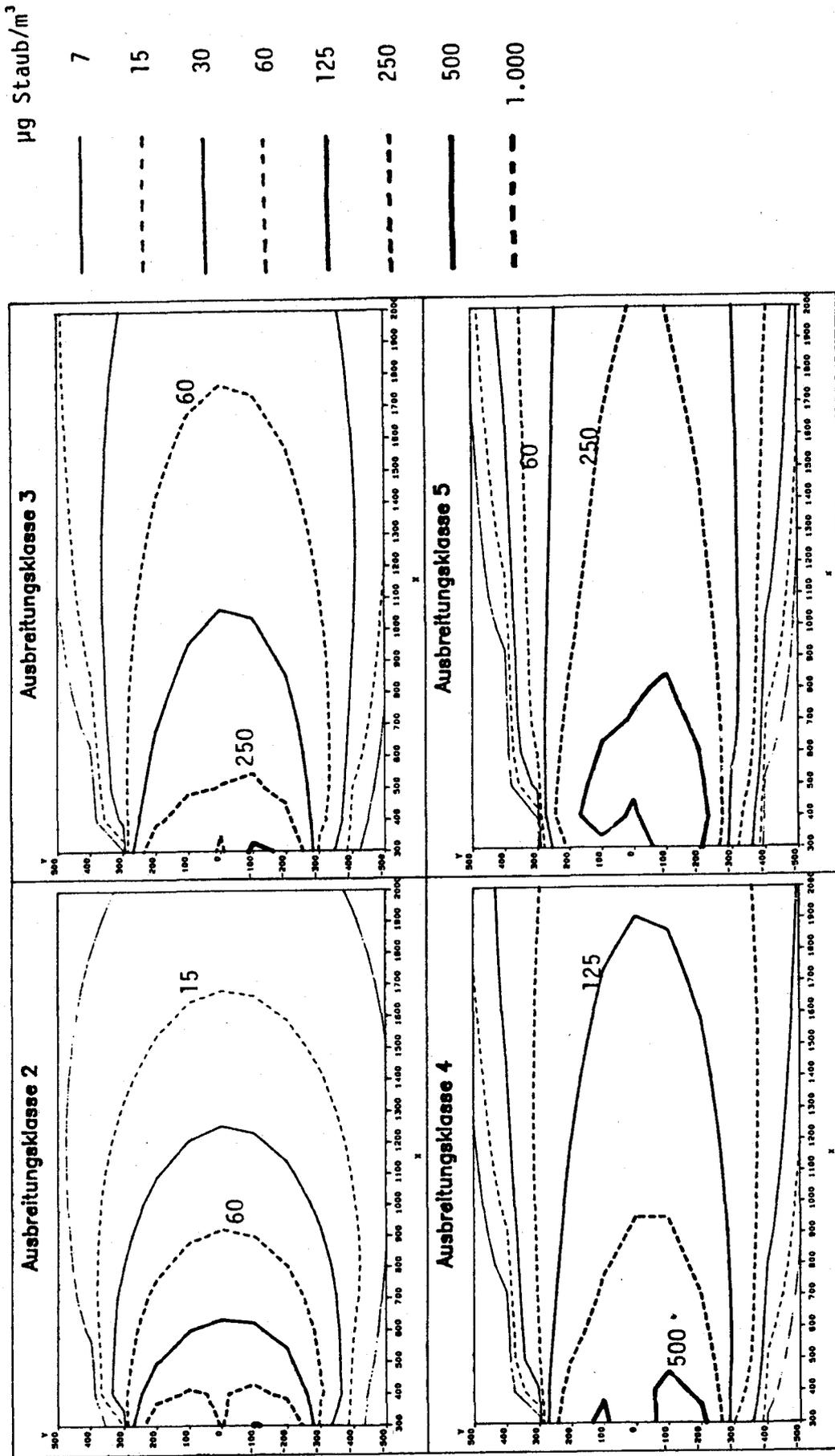
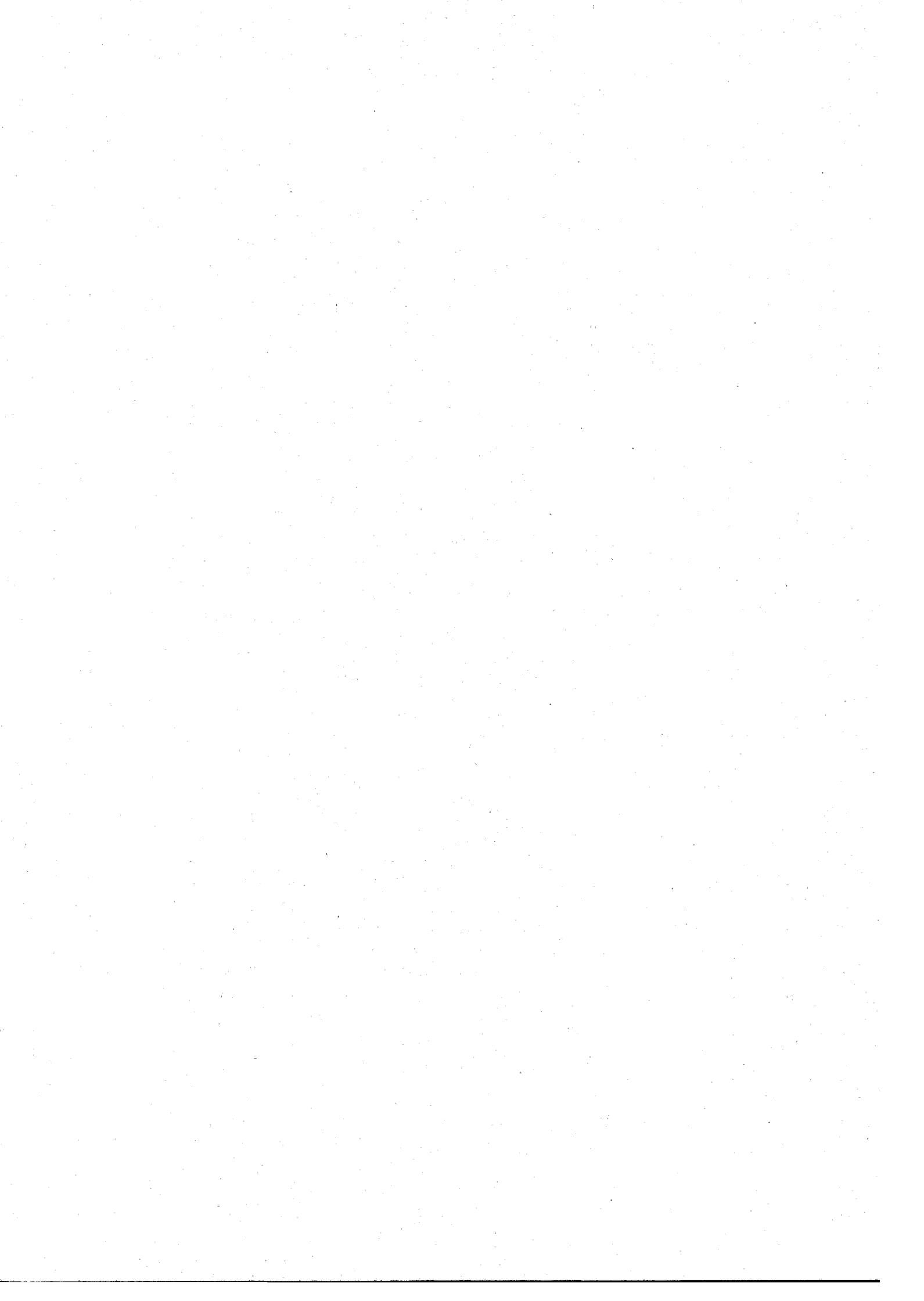


Abb.18b

Abb.18b: Staub-Immissionskonzentration im lee der alten Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s



6 MESSUNGEN DER FLUORIDDEPOSITION

6.1 Allgemeines

Das Depositionsmeßnetz des Umweltbundesamtes in der Umgebung des Aluminiumwerks wurde vom 20. Jänner 1986 bis 10. Dezember 1986 betrieben. Die Expositionsdauer der Becher betrug jeweils etwa 14 Tage. Die genauen Daten der 23 Meßperioden sind Tabelle 12 zu entnehmen.

Die Messungen dienten zur Erfassung des trockenen und nassen Eintrags von Fluorid. Diese Depositionsmessungen können zur Bestimmung des Gebietes mit erhöhten Fluoridbelastungen sowie als Maß für die Fluoridbelastung von Böden, Blättern usw. herangezogen werden.

Die Erfassung der Deposition wurde in Anlehnung an das Bergerhoff-Verfahren durchgeführt. Eine ausführliche Beschreibung der Methode von Probenahme und Analyse findet sich im Anhang A.

Tab.12: Fluoriddepositionsmessungen – Meßperioden 1986

Meßperiode 1:	20./21. 1. – 4. 2.
Meßperiode 2:	4. 2. – 18. 2.
Meßperiode 3:	18. 2. – 4./5. 3.
Meßperiode 4:	4./5. 3. – 18. 3.
Meßperiode 5:	18. 3. – 2. 4.
Meßperiode 6:	2. 4. – 15. 4.
Meßperiode 7:	15. 4. – 29./30. 4.
Meßperiode 8:	29./30. 4. – 13. 5.
Meßperiode 9:	13. 5. – 27. 5.
Meßperiode 10:	27. 5. – 9. 6.
Meßperiode 11:	9. 6. – 24. 6.
Meßperiode 12:	24. 6. – 9. 7.
Meßperiode 13:	9. 7. – 23. 7.
Meßperiode 14:	23. 7. – 6. 8.
Meßperiode 15:	6. 8. – 19. 8.
Meßperiode 16:	19. 8. – 2. 9.
Meßperiode 17:	2. 9. – 16. 9.
Meßperiode 18:	16. 9. – 30. 9.
Meßperiode 19:	30. 9. – 15.10.
Meßperiode 20:	15.10. – 28.10.
Meßperiode 21:	28.10. – 11.11.
Meßperiode 22:	11.11. – 25.11.
Meßperiode 23:	25.11. – 10.12.

Das Meßnetz bestand aus insgesamt 30 Meßstellen. Bei der Errichtung wurde darauf geachtet, Standorte zu finden, in deren Nähe bereits andere Institutionen (s. Abschnitt 4) gemessen oder Proben gezogen hatten. In Tabelle 13 sind die Meßstellen aufgelistet; daneben findet man die Nummern der Meßstellen anderer Betreiber, die am selben Standort bzw. in der Nähe davon (Nummer in Klammer) gemessen hatten.

Ein Plan der weiteren Umgebung von Ranshofen ist als Abbildung 19 beigegeben. Daraus sind sowohl die als schwarze Flächen ausgewiesenen Waldgebiete mit mehr als 5% Nadelbaumanteil (gemäß Österreichische Karte 1:50.000, Blatt 45 (Ranshofen) und Blatt 46 (Mattighofen), hrsg. vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen) als auch die Lage der Depositionsmeßstellen zu diesen Waldgebieten zu entnehmen.

Tab.13: Meßstellen der Fluoriddeposition

Meß- stelle Nr.	Bezeichnung	aufge- stellt am (1986)	abge- baut am (1986)	Anzahl Sammel- becher	Meßstelle gem. Abschnitt 4			Eco- plan
					Silber- kugel- absorp- tion	Blei- ker- zen	Bio- indi- kator	
1	Lachforst Jungwald	20.1.	10.12.	2				(85)
2	Lachforst Mitte	20.1.	30. 9.	2				
3	Enknach	20.1.	10.12.	2			(32)	
4	Werkswald	20.1.	10.12.	2				
5	Lachforst Ginsterfeld	20.1.	10.12.	2				D 5
6	Kühberg	20.1.	10.12.	2				C 5
7	Schottergrube 1	20.1.	10.12.	2	2	5		B 3
8	Luftgüte Braunau	20.1.	10.12.	2				D 2
9	HTL Braunau	20.1.	10.12.	2				C 2
10	AMAG Brunnen	20.1.	10.12.	2			(33)	B 2
11	Ranshofen	20.1.	10.12.	1	3	6		A 5
12	Aberlbauer Feld	21.1.	10.12.	2				(D4)
13	Aberlbauer Straße	21.1.	10.12.	2	1			
14	Schottergrube 2	21.1.	10.12.	2				C 4
15	Mühle	21.1.	10.12.	1			(5)	
16	Steffelmyaer	21.1.	30. 9.	1			(25)	
17	Überackern Ost	21.1.	24. 6.	1			(23)	
18	Überackern West	21.1.	10.12.	1/2ab24.6.				
19	Barsdorf	21.1.	24. 6.	1				
20	Berndorf	21.1.	24. 6.	1				
21	Wiesmaiern	21.1.	10.12.	1		10		
22	Haltbauer	21.1.	15.10.	1			(4)	
23	Edhof	21.1.	10.12.	1				
24	Buch	21.1.	10.12.	1			(35)	
25	Mamling	21.1.	24. 6.	1			(3)	
26	Gunderding	21.1.	24. 6.	1			(36)	
27	Landesstraße	21.1.	24. 6.	1			(2)	
28	Unterbergham	21.1.	10.12.	1			(37)	
29	Nöfing	21.1.	10.12.	1				
30	Meßhütte Waldrand	16.4.	10.12.	2				

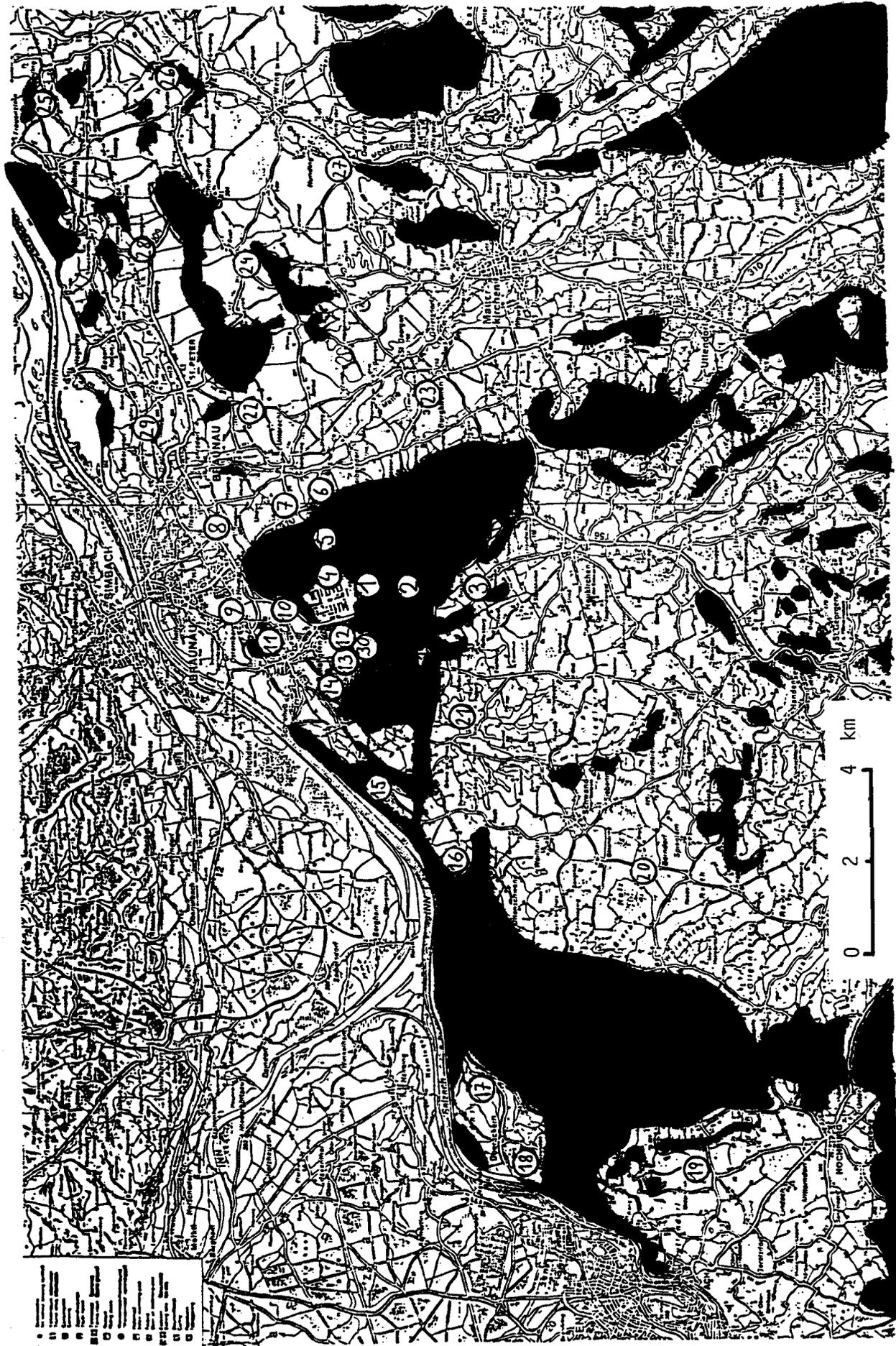


Abb. 19: Fluoriddepositionsmessungen: Meßnetz (Standorte der Bergerhohbecher). Die schwarzen Flächen bezeichnen Waldgebiete mit mehr als 5% Nadelbaumanteil.

6.2 Meßergebnisse

Die Ergebnisse der Depositionsmessungen der einzelnen Meßperioden sind im Anhang B als Tabelle B.1 und in Form von Isolinien der Deposition in den Abbildungen B1 bis B23 dargestellt. In der Tabelle wird auch die während der jeweiligen Meßperiode gefallene Niederschlagssumme angeführt.

Für das gesamte Jahr sowie das Sommer- und Winterhalbjahr werden die Summen- und Mittelwerte der Deposition in Tabelle 14 und in Form von Isolinien der Deposition in den Abbildungen 20 bis 25 angegeben. In Abbildung 26 sind die Isolinien, die sich unter Berücksichtigung der jeweils höchsten Depositionswerte, die während der 23 Meßperioden an den jeweiligen Meßstellen auftraten, eingetragen.

Tab.14: Gewichtete Summen- und Mittelwerte der Fluoriddeposition

	Anzahl Meß- perio- den	Summe Jahr 20./21.1- 10.12 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2$ 325d	Summe Sommer 2.4.-28.10. $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2$ 210d	Summe Winter 20./21.1-2.4. 28.10.-10.12. $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2$ 115d	Mittel Jahr 20./21.1.- 10.12. $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$	Mittel Sommer 2.4.-28.10. $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$	Mittel Winter 20./21.1.-2.4. $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$
Niederschlag (mm)		-	461,8	-			
1 Lachforst Jungwald	23	178 609	128 212	50054	549,6	610,5	435,3
2 Lachforst Mitte	18	84 067	67 862	(10 465)	258,7	323,2	91
3 Enknach	23	61 185	44 422	16 632	188,3	211,5	144,6
4 Werkswald	23	2934 295	2186 043	740 485	9028,6	10409,7	6439
5 Lachforst Ginsterfeld	23	637 452	448 644	187 824	1961,4	2136,4	1633,3
6 Kühberg	23	279 571	195 454	83 720	860,2	930,7	728
7 Schottergrube 1	23	306 489	224 756	81 018	943,0	1070,3	704,5
8 Luftgüte Braunau	23	114 527	68 754	45 914	352,4	327,4	399,3
9 HTL Braunau	23	100 382	58 898	41 644	308,8	280,5	362,2
10 AMAG Brunnen	23	177 563	125 160	52 124	546,3	596	453,3
11 Ranshofen	22	96 333	56 400	45 359	296,4	268,63	394,4
12 Aberlbauer Feld	23	844 025	314 943	535 325	2597	1499,7	4655
13 Aberlbauer Straße	23	695 882	257 222	443 814	2141,2	1224,8	3859,3
14 Schottergrube 2	23	296 061	138 796	158 671	910,9	660,9	1379,8
15 Mühle	23	159 080	73 206	86 667	489,4	348,6	753,6
16 Steffelmayer	17	75 209	42 000	35 282	231,4	200	306,8
17 Überackern Ost	11	64 764	42 910	22 448	199,3	204,3	195,2
18 Überackern West	23	70 214	41 034	29 296	216	195,4	254,8
19 Barsdorf	11	42 161	31 745	11 960	129,7	151,2	104
20 Berndorf	11	49 311	41 755	10 948	151,7	198,8	95,2
21 Wiesmaiern	23	67 529	37 716	29 972	207,8	179,6	260,6
22 Haltbauer	16	97 216	68 536	27 508	299,1	326,4	239,2
23 Edhof	19	59 578	42 075	15 594	183,3	200,4	135,6
24 Buch	23	83 412	61 348	21 864	256,7	292,1	190,1
25 Mamling	11	50 552	40 215	12 926	155,5	191,5	112,4
26 Gunderding	11	56 225	48 265	12 052	173	229,8	104,8
27 Landesstraße	11	81 132	72 975	15 203	249,6	347,5	132,2
28 Unterbergham	23	61 058	42 308	18 673	187,8	201,5	162,4
29 Höfing	23	63 432	45 038	18 285	195,2	214,5	159
30 Meßhütte Waldrand	17	632 515	277 368	559 437	1946,2	1320,8	4864,7

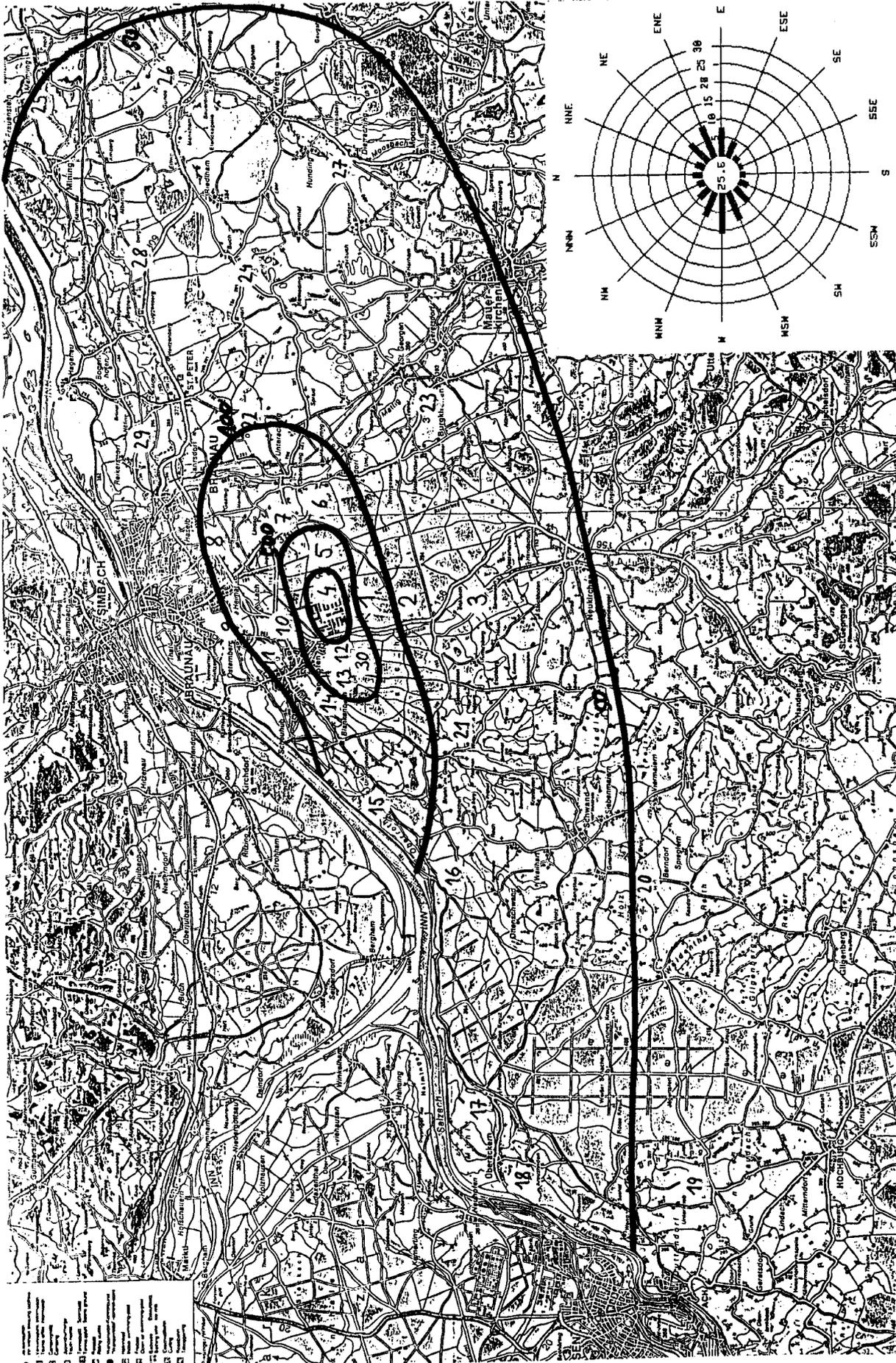


Abb.20

Abb.20: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Isolinien: 50, 100, 500, 1000 mg F⁻/m² 325d

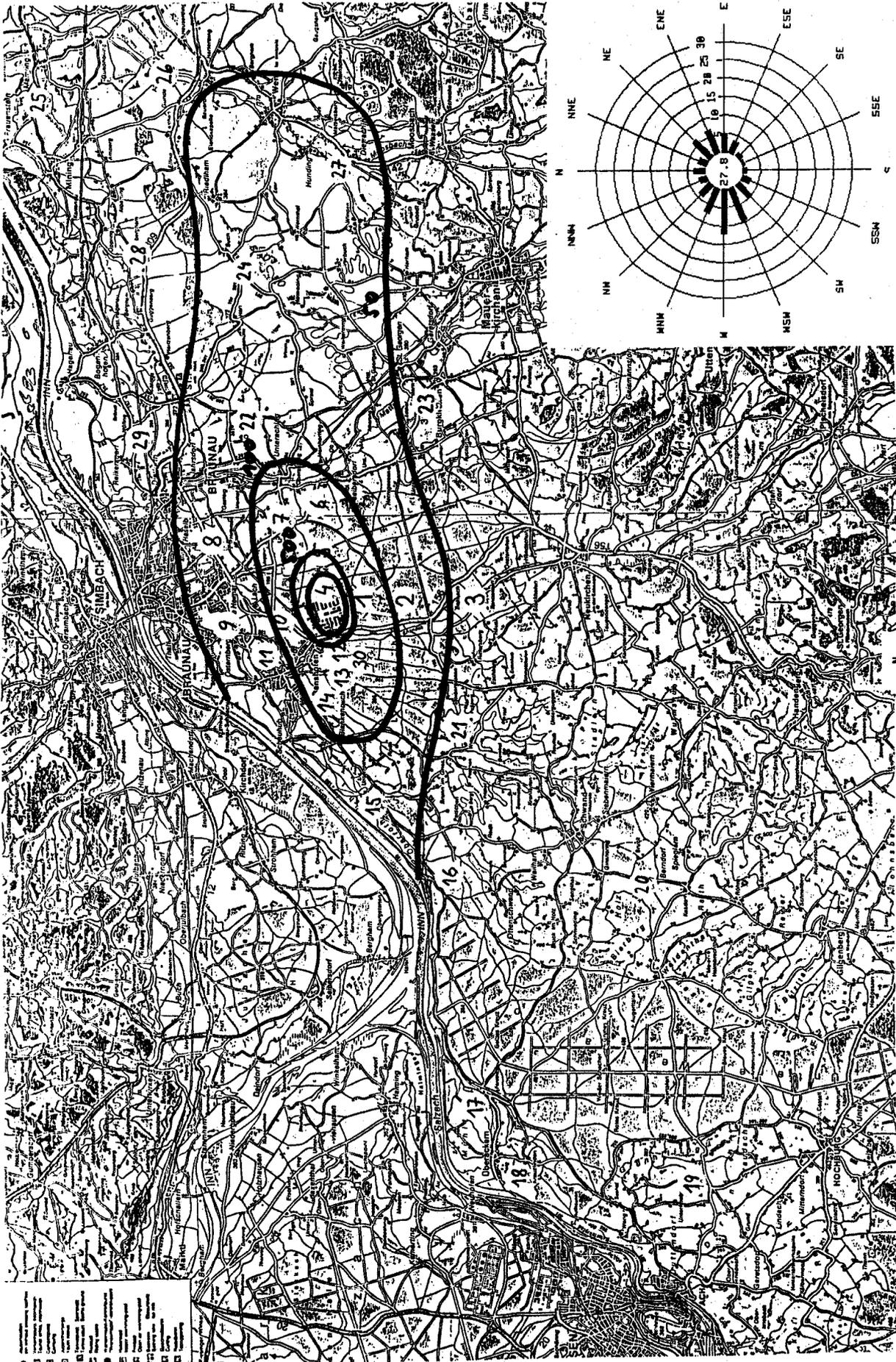


Abb.21: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen

Gewichtete Sommersumme: 2.4.-28.10.1986

Isolinien: 50, 100, 500, 1000 mg F⁻/m² 210d

Abb.21

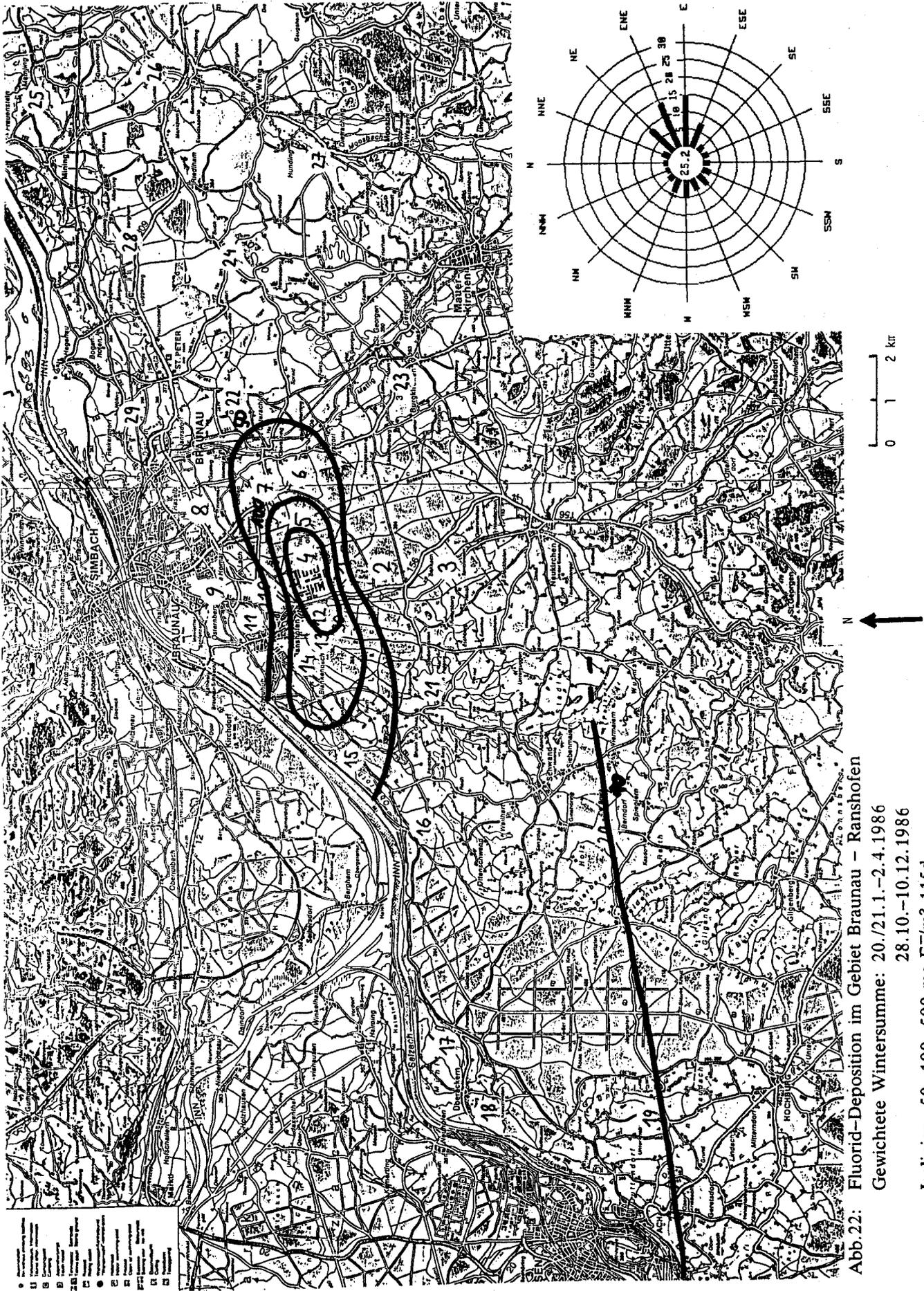
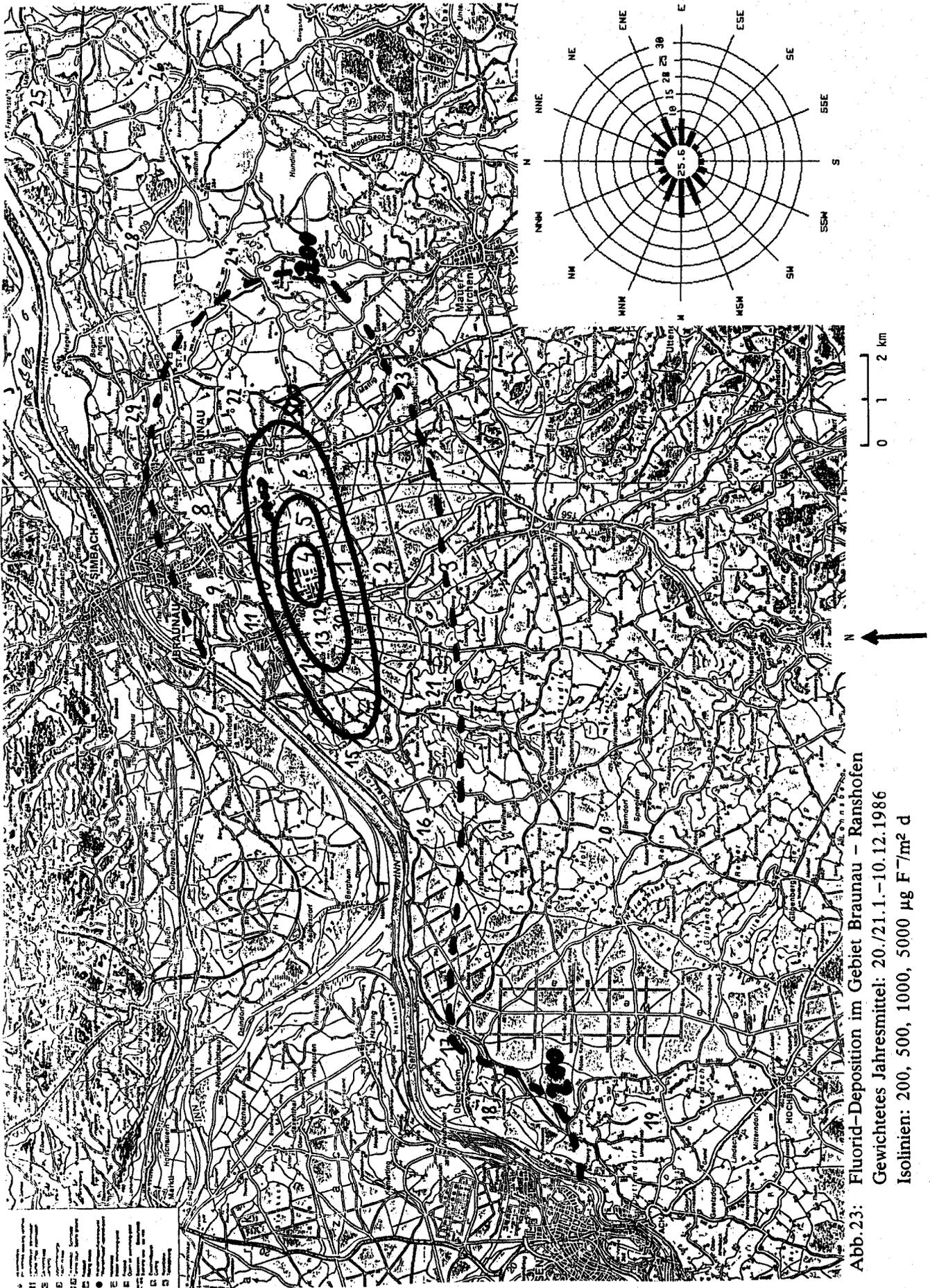


Abb.22

Abb.22: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Gewichtete Wintersumme: 20./21.1.-2.4.1986
28.10.-10.12.1986
Isolinien: 50, 100, 500 mg F⁻/m² 115d



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----

Abb.23

Abb.23: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Gewichtetes Jahresmittel: 20./21.1.-10.12.1986
Isolinien: 200, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

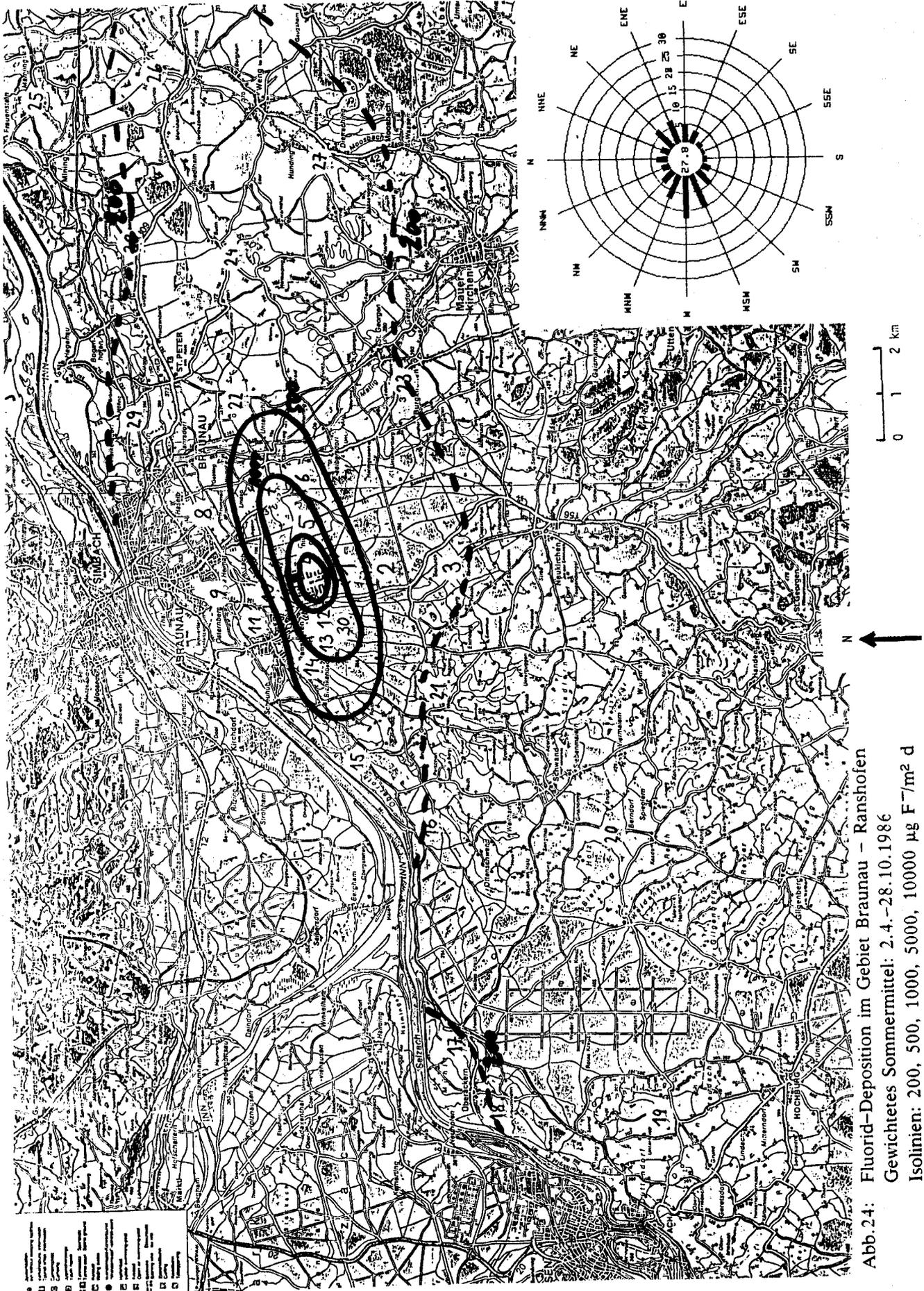


Abb. 24: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Gewichtetes Sommermittel: 2.4.-28.10.1986
Isolinien: 200, 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb.24

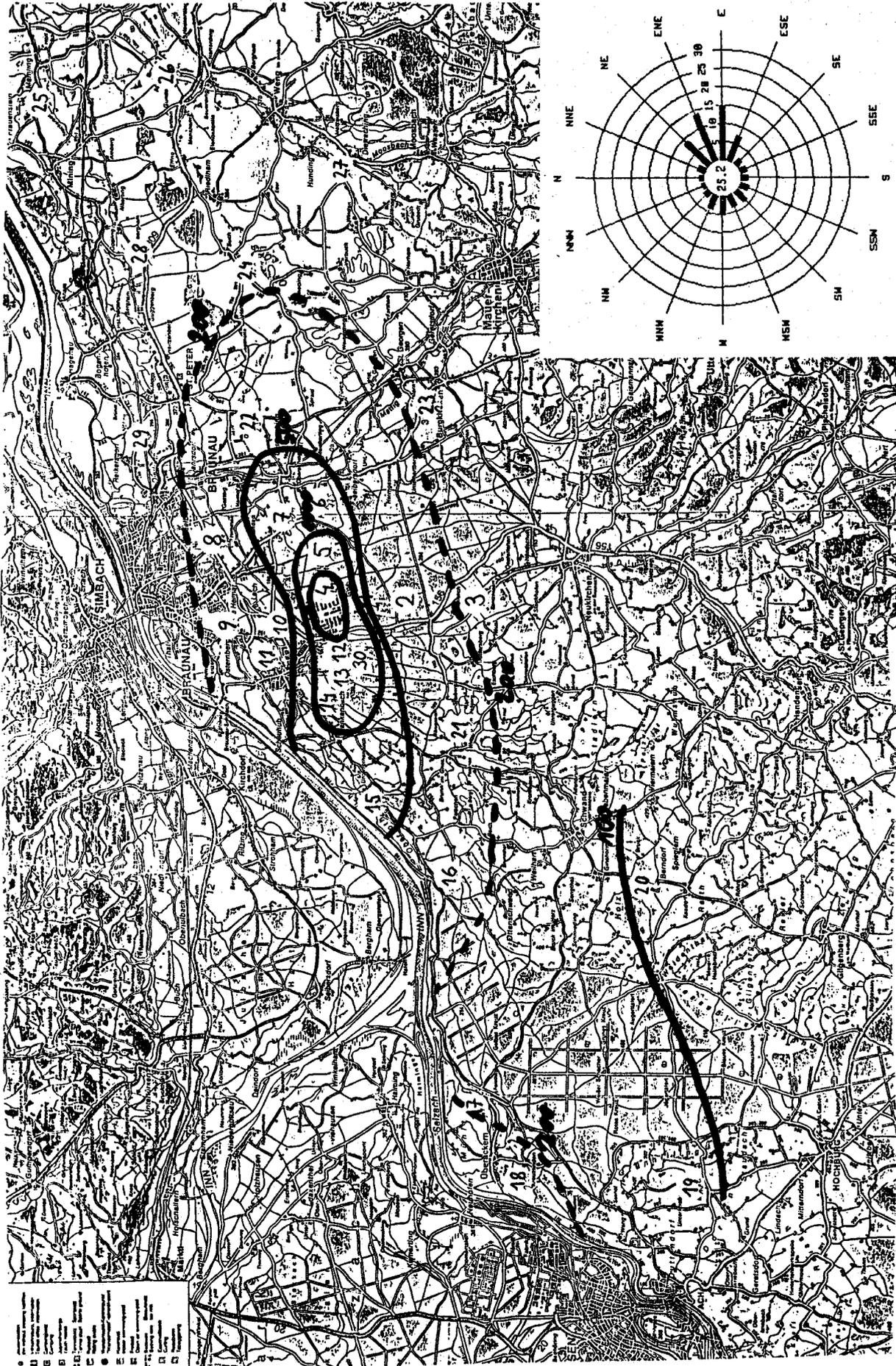


Abb. 25: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Gewichtetes Wintermittel: 20./21.1.-2.4.1986
28.10.-10.12.1986
Isolinien: 100, 200, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb.25

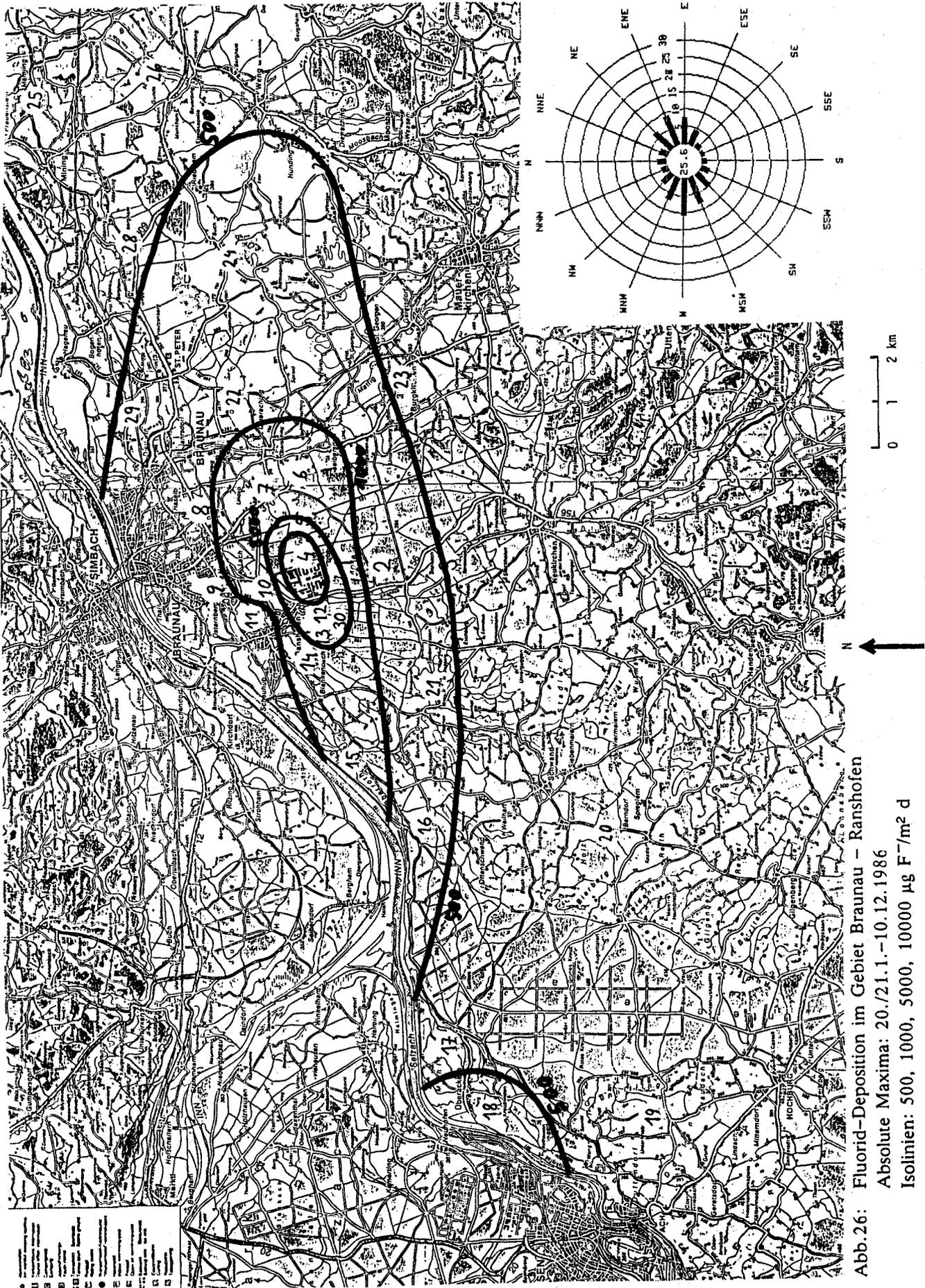


Abb.26: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Absolute Maxima: 20./21.1.-10.12.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 µg F-/m² d

Abb.26

Die Isolinien wurden händisch gezogen, d.h. es wurde kein mathematisches Interpolationsverfahren angewendet. Daher geben die Isolinien nur ungefähr die Ausdehnung des beaufschlagten Gebietes an. Für den Abstand der Isolinien wurde ein logarithmischer Maßstab gewählt. Die äußerste Isolinie markiert Werte von $100 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$, die weiteren 500, 1.000 und $5.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$; fallweise waren auch Isolinien mit $10.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ erforderlich. Bei den Darstellungen der Mittelwerte der Deposition wurde zusätzlich eine Isolinie mit $200 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ strichliert eingezeichnet. Welche Isolinien in den Karten der einzelnen Meßperioden auftreten, ist am linken unteren Kartenrand vermerkt.

Grundsätzlich ist die Größe der Deposition bzw. die Ausdehnung des beaufschlagten Gebietes von den Emissionsbedingungen und den meteorologischen Parametern abhängig. Dabei sind

- Windrichtung und -geschwindigkeit,
- Niederschlagssumme und
- thermische Schichtung der Atmosphäre

als besonders wichtig zu nennen.

So spiegeln die Isolinien der Fluoriddeposition während aller Beobachtungsperioden die herrschende Windrichtungsverteilung wider; daher ist allen Isoliniendarstellungen die im betreffenden Zeitraum herrschende Windrichtungsverteilung beigegeben. Fast immer zeigt sich eine Verteilung der Fluoriddeposition entlang einer Achse, die etwa WSW-ENE gerichtet ist. Diese Orientierung entspricht genau den beiden am häufigsten auftretenden Windrichtungen (s. Abschnitt 5.1.2).

Ein gewisser Zusammenhang herrscht weiters zwischen der Höhe der Depositionswerte und der Niederschlagssumme. Die nasse Deposition über den Niederschlag, der ein Auswaschen der Luftschadstoffe aus der Atmosphäre ("Scavenging") bewirkt, läßt mehr Fluorid in die Auffanggefäße gelangen als die trockene Deposition. Die Niederschlagssummen für die einzelnen Meßperioden sind in der Tabelle B.1 angegeben.

Die Ausdehnung des beaufschlagten Gebietes ist neben der Windgeschwindigkeit auch von der thermischen Schichtung der Atmosphäre abhängig. Die $100 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ - Isolinie ist im Sommer im Mittel etwas weiter vom Werk entfernt als im Winter, weil die Schadstoffe im Sommer infolge der besseren vertikalen Durchmischung der bodennahen Atmosphärenschichten (Konvektion) eine größere Höhe erreichen als im Winter und dadurch über ein ausgedehnteres Gebiet verteilt werden. Andererseits behindern im Winter die häufig auftretenden Inversionen den Vertikaltransport, wodurch die Schadstoffe nur geringe Höhen erreichen.

Die Belastung der landwirtschaftlich genutzten Flächen in einer Entfernung von rund 1 bis 1,5 km westlich des Werks (Bauernhöfe der Familien Hofinger und Wöhrer) sowie des angrenzenden Waldes liegt im 14-Tage-Mittel im Depositionsbereich von 1.000 bis $5.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$. Die Depositionen schwanken in den Sommermonaten in diesem Gebiet zwischen etwa 700 und $1.500 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ (je nach Entfernung vom Werk), in den Wintermonaten jedoch zwischen rund 1.400 und $5.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$. Die Depositionsmittelwerte sind im Winter u.a. wegen des häufigeren Auftretens von Ostwinden größer als im Sommer.

Die Agrarflächen im Osten des Werks (Kühberg, Ober-, Unteraching, 2 km Entfernung) werden im Mittel mit Depositionen von 500 bis $1.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ belastet. Sie sind durch die größere Entfernung vom Werk und den dazwischenliegenden Wald gegenüber den Flächen im Westen etwas begünstigt. Die Depositionswerte liegen im Mittel über den Sommer mit maximal $1.070 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ nur wenig über den Wintermitteln mit rund $700 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$. Das bedeutet, daß die Flächen östlich des Werks eine viel weniger jahreszeitabhängige Depositionsbelastung erfahren als die Gebiete westlich davon.

Entlang der Achse WSW-ENE können - bis in Entfernungen von 10 km und mehr - Depositionen um $100 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ auftreten. Natürlich ist dieser weiterreichende Transport wetterlagenabhängig (stabile Schichtung oder hohe Windgeschwindigkeiten).

Die Stadt Braunau (Meßstellen 8, 9) wurde – so wie das gesamte Gebiet ab etwa 1,5 km nördlich des Werks – während aller Meßperioden nie mit mehr als $500 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ belastet. Dasselbe gilt auch für das Gebiet südlich des Werks ab etwa 2 km Entfernung. Der Ort Ranshofen (Meßstellen 10, 11) liegt im Mittel im Bereich einer Deposition von 500 bis $1.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$. Die dem Werk am nächsten liegenden Ortsteile können allerdings mit bis zu $5.000 \mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$ belastet werden.

Die Ergebnisse der Depositionsmessungen der in den Hauptwindrichtungen gelegenen Meßstellen lassen sich zusammenfassend in Form der Abbildungen 27 und 28 darstellen. In diesen Abbildungen ist für jede einzelne Periode die Regressionsgerade des Logarithmus der Deposition ($\mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$) gegen den Logarithmus der Entfernung der Meßstellen vom Werk getrennt für die westlichen Meßstellen (12–19, 30) und die östlichen Meßstellen (4–7, 22, 24, 25, 26, 28) eingezeichnet. Aus diesen Abbildungen läßt sich erkennen, daß die Abnahme der Höhe der Deposition mit der Entfernung bei den westlich des Werks gelegenen Meßstellen im allgemeinen etwas schwächer ausgeprägt ist als bei den östlich gelegenen. Weiters zeigt sich auch der weite Bereich der Depositionswerte, der in einer bestimmten Entfernung je nach meteorologischen Bedingungen vorgefunden werden kann.

Da in allen Fällen eine Abnahme der Deposition mit der Entfernung vom Werk auftritt, ist das Werk der AMAG eindeutig als Hauptverursacher der Fluoriddeposition anzusehen.

Auffallend ist die starke Streuung der Regressionsgeraden in den Abbildungen 27 und 28. Ein Vergleich der Windrichtungsverteilung mit der Höhe der Deposition für die Meßperioden 10 (sehr geringe Deposition mit relativ geringer Abnahme mit der Entfernung für die westlichen Meßstellen) und 9 (sehr starke Abnahme der Deposition mit der Entfernung für die westlichen Meßstellen) bringt folgendes Ergebnis:

Meßperiode 10: 5 Stunden von 330 Stunden Winde aus östlichen Richtungen

Meßperiode 9: 89 Stunden von 330 Stunden Winde aus östlichen Richtungen.

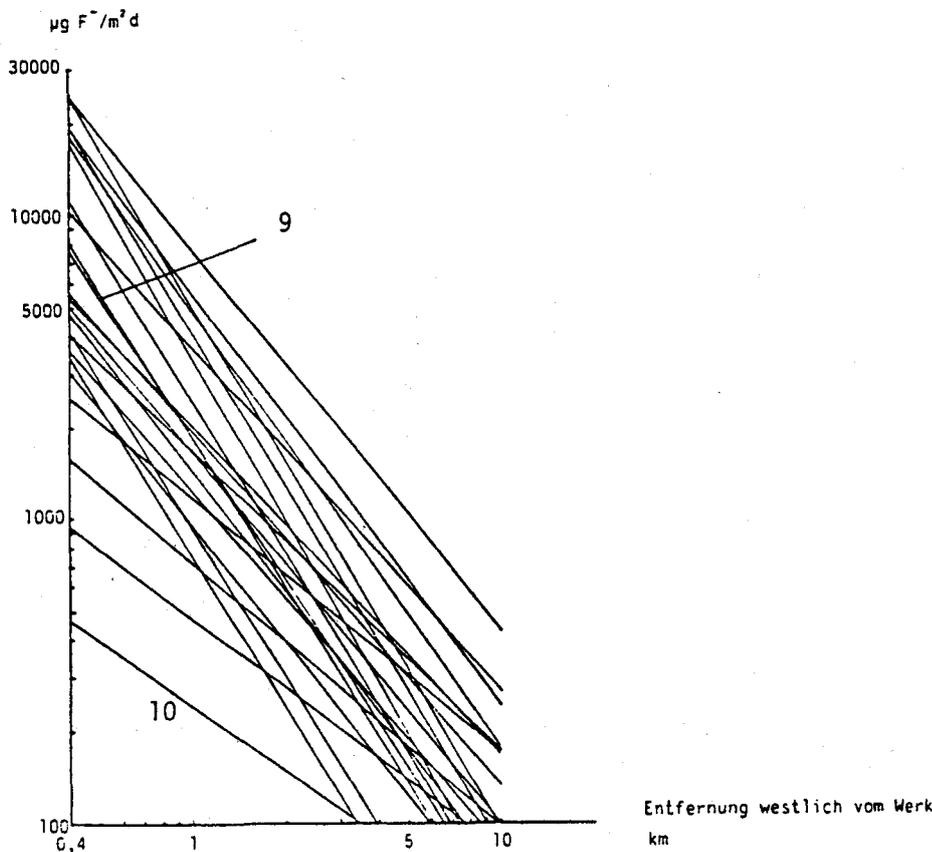


Abb.27: Regressionsgeraden aus Depositionsmessungen westlich des Werkes für die 23 Meßperioden (9 und 10 sind Nummern der betreffenden Meßperioden)

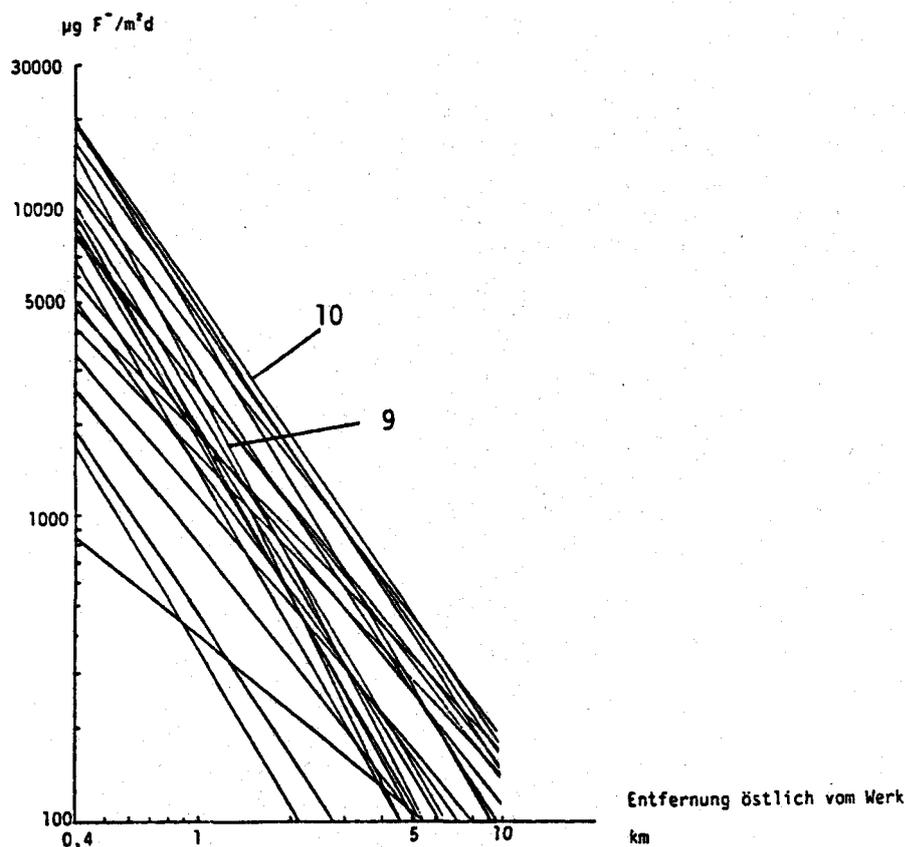


Abb.28: Regressionsgeraden aus Depositionsmessungen östlich des Werkes für die 23 Meßperioden (9 und 10 sind Nummern der betreffenden Meßperioden)

Es ist somit deutlich, daß für Meßperiode 10 an den westlichen Meßstellen deshalb eine so geringe Deposition auftrat, da nur während 5 Stunden Wind aus östlichen Richtungen herrschte.

Andere meteorologische Parameter, wie z.B. Windgeschwindigkeit, Häufigkeit von Calmen und Niederschlagsmenge beeinflussen die Höhe der Deposition in wesentlich geringerem Umfang. Zumindest treten die Einflüsse bei den 14-tägigen Meßperioden nicht mehr deutlich genug hervor, wenn auch beispielsweise eine positive Korrelation zwischen Deposition und Niederschlagsmenge nachgewiesen werden konnte.

Für die überwiegend auftretenden Ausbreitungsbedingungen zeigt Abbildung 29 die Deposition von Fluorid in Abhängigkeit von der Entfernung in einem linearen Maßstab.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Deposition von Fluorid eng an die Windrichtungsverteilung gebunden ist, wobei der jahreszeitliche Unterschied in der Windrichtungsverteilung gering ist (s. Abb.11). Der Schwerpunkt der Deposition liegt naturgemäß im Werksbereich.

6.3 Beeinflussung des Depositionsfeldes durch weitere Quellen

Die Untersuchung umfaßte ebenfalls Meßstellen westlich (Nr. 12 bis 19, 30) und östlich (Nr. 4-7, 22, 24-26, 28) des Werkes der AMAG und alle Meßperioden. Es sollte festgestellt werden, ob und bis zu welcher Höhe die Depositionswerte durch weitere Quellen modifiziert werden. Dazu wurde wie folgt vorgegangen: Im ersten Schritt wurde für jede Meßperiode eine Regressionsgerade aus dem Logarithmus der Deposition und dem Logarithmus der Entfernung errechnet. Die Werte für die Regressionskoeffizienten lagen für alle Meßperioden stets über 0,90. Im nächsten Schritt wurden für jede Meßstelle und jede Meßperiode die relativen Abweichungen des jeweiligen Meßergebnisses von dem sich aus der Regression ergebenden Wert bestimmt.

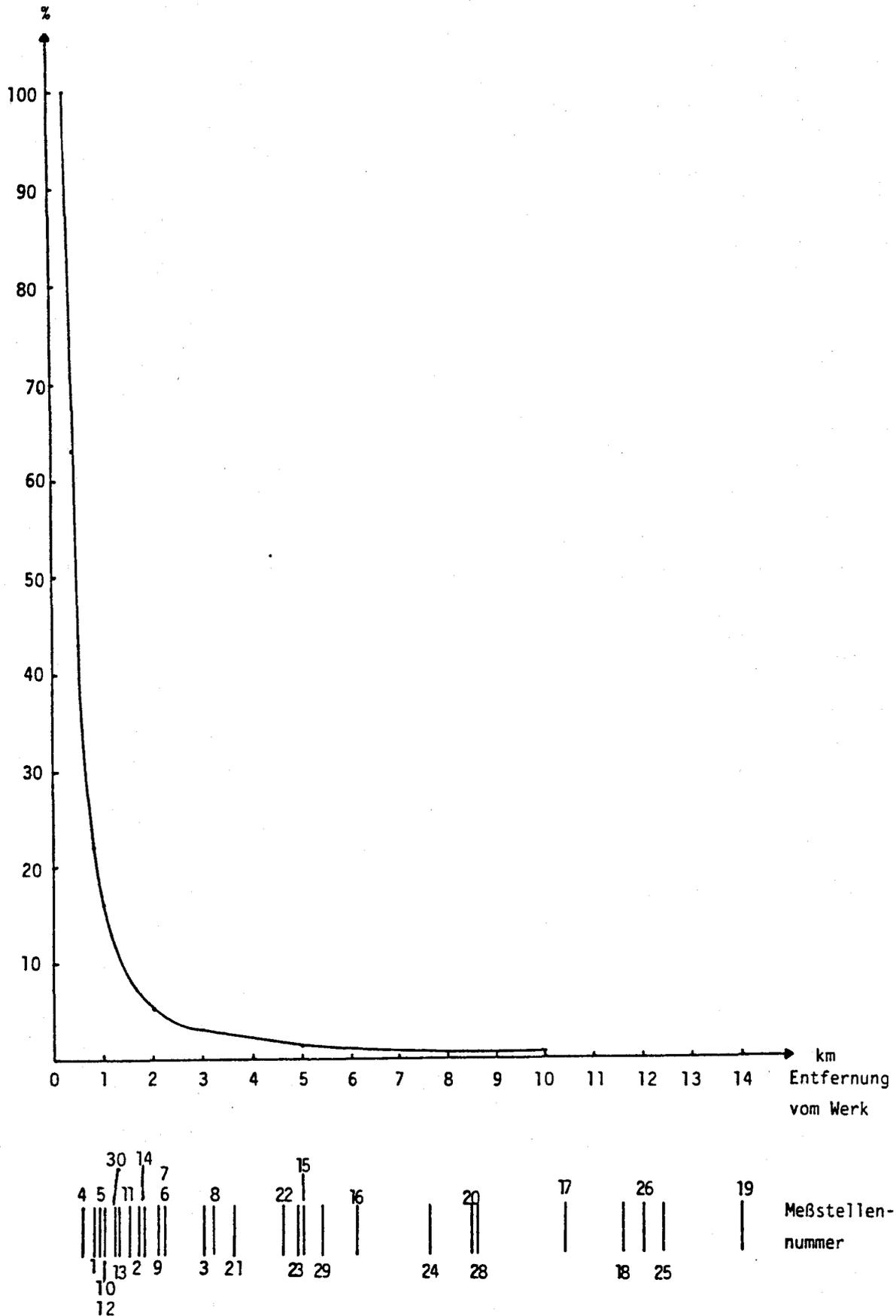


Abb.29: Relative Deposition in % in Abhängigkeit von der Entfernung (bezogen auf die Deposition in 300 m Entfernung)

Die Abbildungen 30 und 31 zeigen für die einzelnen Meßstellen und Meßperioden diese relativen Abweichungen, Tabelle 15 bzw. Abbildung 32 zeigen die mittleren relativen Abweichungen an den einzelnen Meßstellen.

Tab.15: Abweichungen zwischen gemessenen und aus Regressionsgeraden ermittelten Werte der Fluorid-deposition

Meßstelle	Zahl der pos./neg. Abweichungen	Abweichung in %	
		Mittel	Streuung
<u>Westseite:</u>			
12	11/12	6,6	± 26,6
13	20/ 3	36,6	± 35,9
14	7/16	-22,0	± 29,8
15	12/11	8,9	± 45,4
16	4/12	-14,0	± 39,6
17	8/ 3	33,7	± 81
18	12/10	85,9	± 323
19	2/ 8	-32,6	± 49
19 *)	4/ 6	-25,1	± 44,9
30	8/ 7	12,6	± 56,2
<u>Ostseite:</u>			
4	18/ 5	36,3	± 43,9
5	4/19	-19,2	± 27,4
6	13/10	12,8	± 41,8
7	8/15	17,9	± 38,3
22	3/12	-20,8	± 36,1
24	12/10	21,5	± 58,9
28	15/ 8	-28,9	± 46,4
26	8/ 3	31,4	± 64,8
25	5/ 6	-17,9	± 45,8

*) unter Verwendung der berechneten Werte für die Meßstellen 17 und 18

Mit Ausnahme der Meßstelle 18 liegen die Ergebnisse für die westlich und östlich des Werks gelegenen Meßstellen innerhalb derselben Größenordnung. Dies weist darauf hin, daß für Meßstelle 18 eine Beeinflussung des Depositionsfeldes nicht nur durch das Werk der AMAG, sondern auch durch andere Fluoridquellen gegeben ist. Solche Quellen sind in Burghausen (BRD) vorhanden.

An Meßstelle 18 ist die mittlere (positive) Abweichung mehr als doppelt so hoch als an den übrigen Meßstellen, und auch die größte Abweichung im Einzelfall (+1.500%) wurde an dieser Meßstelle festgestellt. Auffallend ist, daß diese starken positiven Abweichungen an dieser Meßstelle mit der 14. Meßperiode (also Ende Juli 1986) aufhören und bis Anfang Dezember nicht mehr feststellbar waren. An Meßstelle 17 konnte dieser Trend nicht verfolgt werden, da diese Meßstelle am Ende der 12. Meßperiode abgebaut worden war.

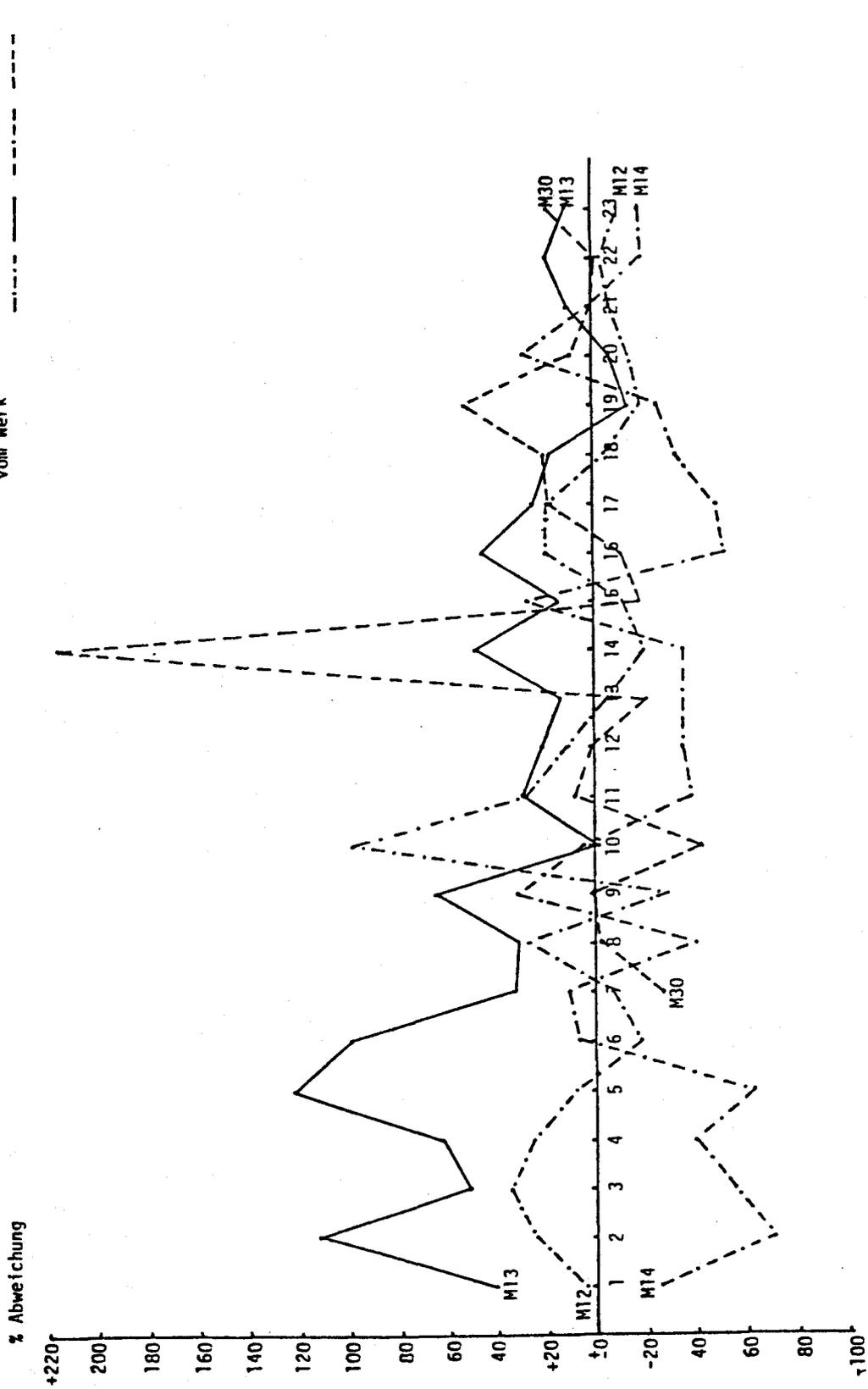


Abb. 30a

Abb.30a: Relative Abweichungen des jeweiligen Meßwertes von dem sich aus der Regression ergebenden Wert für die Stationen 12, 13, 14 und 30 (westlich des Wekes)

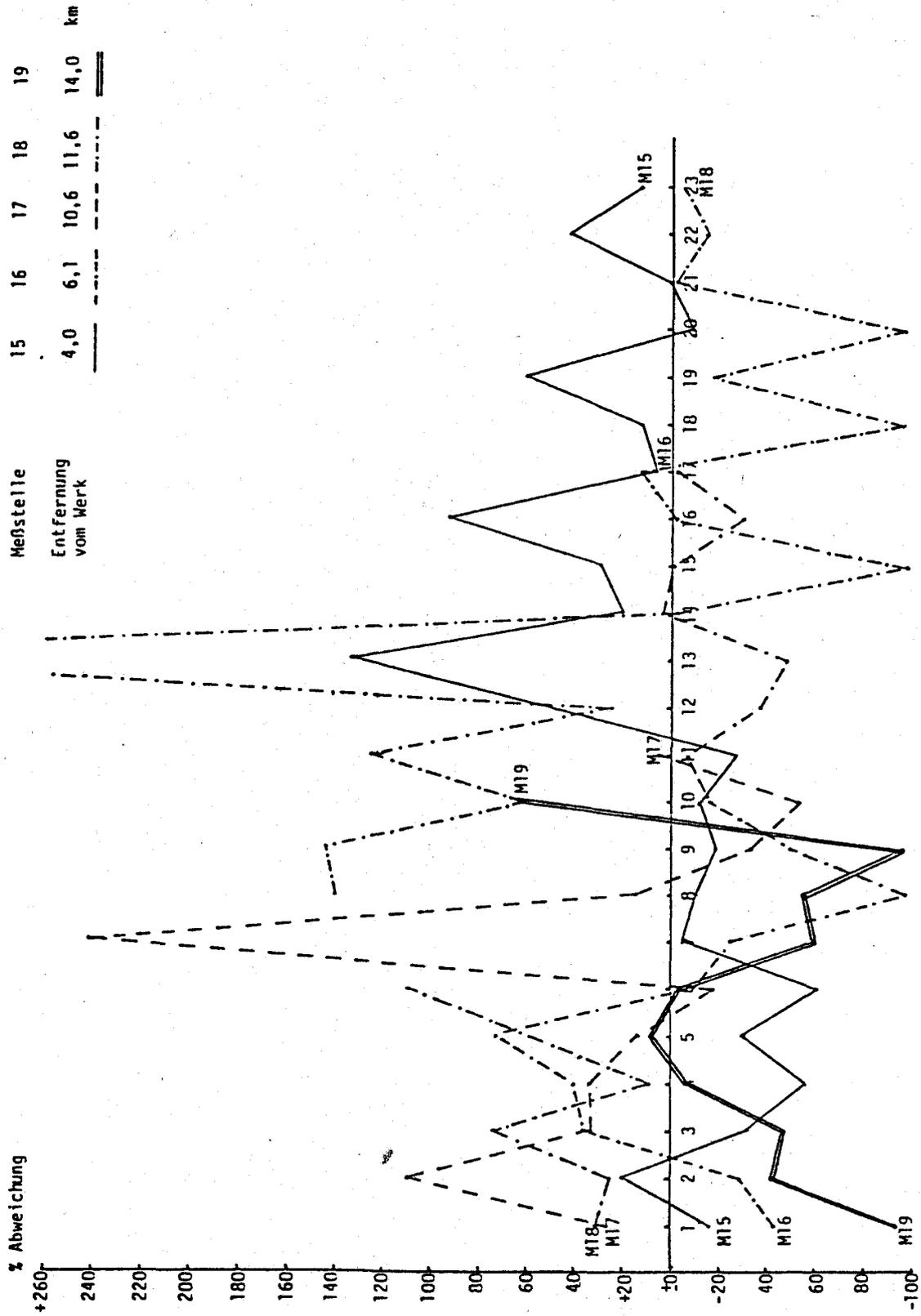


Abb.30b: Relative Abweichungen des jeweiligen Meßwertes von dem sich aus der Regression ergebenden Wert für die Stationen 15, 16, 17, 18, 19 (westlich des Werkes)

Abb. 30b

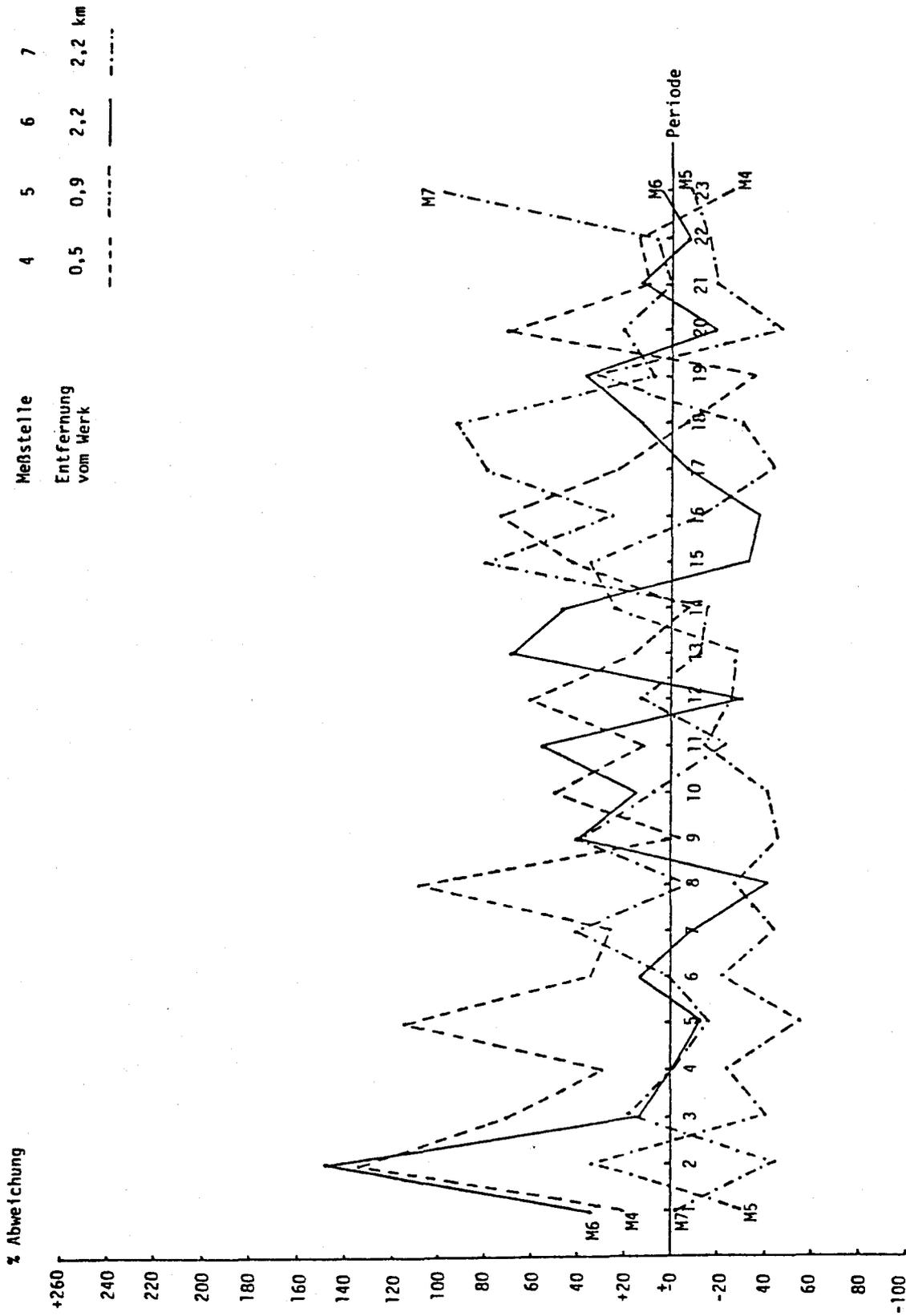


Abb.31a: Relative Abweichungen des jeweiligen Meßwertes von dem sich aus der Regression ergebenden Wert für die Stationen 4, 5, 6, 7 (östlich des Werkes)

Abb.31a

Meßstelle	22	24	28	26	25
Entfernung vom Werk	4,6	7,6	8,6	12,0	12,3 km

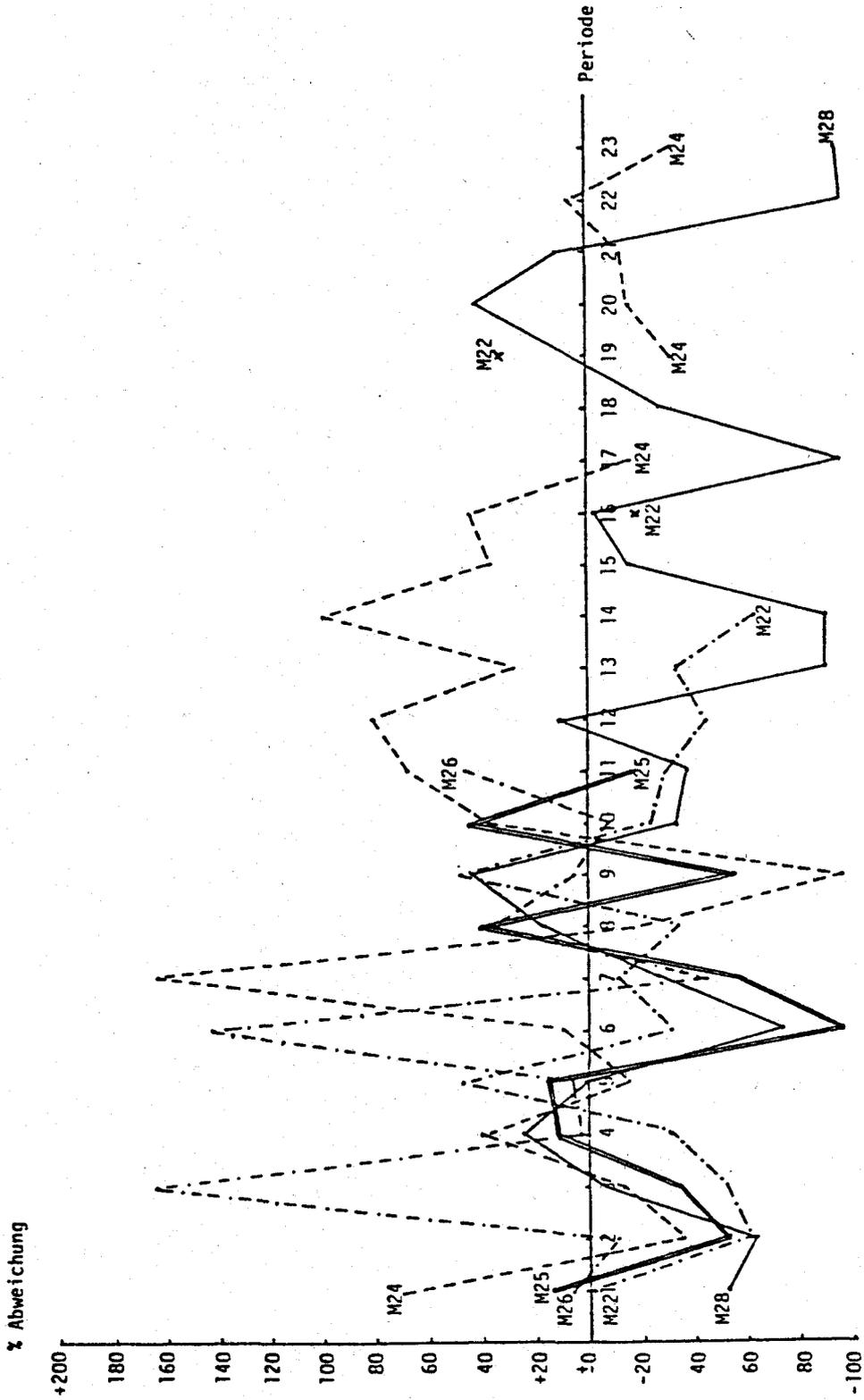


Abb. 31b: Relative Abweichungen des jeweiligen Meßwertes von dem sich aus der Regression ergebenden Wert für die Stationen 22, 24, 25, 26, 28 (östlich des Werkes)

Abb.31b



Abb.32

Abb.32: Mittlere relative Abweichungen der jeweiligen Meßwerte von dem sich aus der Regression ergebenden Wert

○ Meßstelle

□ Mittlere relative Abweichung

In weiterer Folge wurde geprüft, ob auch für Meßstelle 19, die sich ebenfalls in der Nähe von Burghausen befindet, eine Beeinflussung feststellbar ist. Da die Differenzbeträge an dieser Meßstelle sicherlich infolge der erhöhten Werte an den Meßstellen 17 und 18 verfälscht sind (und damit die Regressionsgeraden flacher werden), wurden Regressionsgeraden unter Verwendung der zuvor errechneten Werte für die Meßstellen 17 und 18 berechnet. Für Meßstelle 19 wurden auch die Differenzen von diesen zweiten Regressionsgeraden gebildet; die erhaltenen Resultate sind ebenfalls in Tabelle 15 angeführt. Es konnte trotzdem keine Beeinflussung festgestellt werden.

Bemerkenswert ist ferner, daß für die Meßstellen 4 und 13 die gemessenen Werte größtenteils über den mittels Regression berechneten Werten liegen. Einerseits dürften diese Meßstellen häufig nahe der Achse des Ausbreitungskegels gelegen haben, andererseits weisen die ebenfalls positiven Abweichungen der anderen, näher zum Werk gelegenen Meßstellen auf eine überproportionale Belastung derselben hin, welche durch turbulente Luftbewegung erklärt werden kann. Die deutlich geringere Belastung an Meßstelle 5 ist möglicherweise auf die Filterwirkung des umliegenden Waldes zurückzuführen; gleiches gilt in abgeschwächter Form für die Meßstelle 12. Aus Abbildung 31 kann erkannt werden, daß die Meßstellen 22, 28 und 25 (welche alle im Mittel negative Abweichungen aufweisen) überwiegend am Rand des Ausbreitungskegels liegen.

7 MESSUNGEN DER FLUORIDKONZENTRATION

7.1 Allgemeines

Bei den Fluoridkonzentrationsmessungen wird der Anteil des gasförmigen Fluorids – hauptsächlich Wasserstofffluorid (HF) – in der Luft bestimmt. Meßziel war, die Immissionsituation rund um das Aluminiumwerk Ranshofen sowohl nach ihrer Höhe als auch nach ihrer Ausdehnung kennenzulernen, um Überschreitungen der in der 2. Forstverordnung genannten Fluoridkonzentrationsgrenzwerte (s. Abschnitt 3) festzustellen.

Derzeit gibt es kein dauerregistrierendes Meßgerät zur Bestimmung von HF, das über eine zur Feststellung der Einhaltung der in Abschnitt 3 genannten Grenzwerte ausreichende Nachweisgrenze verfügt. Deshalb wurde das diskontinuierliche Meßverfahren "Silberkugel-Sorptionsverfahren" herangezogen.

Beim Silberkugel-Sorptionsverfahren wird Luft durch ein mit Silberkugeln gefülltes Glasröhrchen gesaugt. Das in der Luft enthaltene Fluorid lagert sich größtenteils an den mit Sodalösung präparierten Silberkugeln ab. Im Labor wird die Beschichtung auf darin enthaltenes Fluorid analysiert. Die Methode der Probenahme und Analyse ist ausführlich in (2) dargelegt.

Da auch fluoridhaltige Staubteilchen angesaugt werden, wird bei der Silberkugel-Sorptionsmessung neben gasförmigem HF auch ein quantitativ nicht bestimmbarer Teil von an Staub gebundenem Fluorid erfaßt, d.h. die angegebenen HF-Konzentrationswerte sind geringfügig höher als die tatsächlich auftretenden.

Bei den Meßeinsätzen wurde nicht nach einem festen Meßplan, wie ihn etwa die TA-Luft (16) vorschreibt (fixes Meßstellennetz, im vorhinein festgelegter Zeitplan für die Probenahme), vorgegangen, sondern es wurden der Zeitpunkt bzw. vor Ort die Meßstelle je nach der herrschenden meteorologischen Situation ausgewählt (freie Wahl der Meßstelle, variabler Zeitplan). Das Ziel bei der Meßstellenauswahl war, die Messungen möglichst unterhalb der Rauchfahnenachse vorzunehmen, um maximale Immissionskonzentrationen messen und damit Grenzwertüberschreitungen nachweisen zu können. Daneben sollten zu Vergleichszwecken die Fluoridkonzentrationen an nicht angeströmten Punkten erfaßt werden. Die Meßstellen wurden also allein aufgrund der jeweils herrschenden Wetterlage (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, thermische Schichtung der Atmosphäre, eventuell vorhandene Inversionen) ausgewählt.

Die Bestimmung der Fluoridkonzentration wurde in zehn Meßkampagnen zwischen März und November 1986 durchgeführt. Die Messungen konzentrierten sich auf die Sommermonate, da im Winter der Grenzwert von HF für den Halbstundenmittelwert $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt (Grenzwert im Sommer: $0,9 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$) und somit im Sommer Überschreitungen der Grenzwerte wesentlich eher zu erwarten sind. Nähere Angaben zu den Meßkampagnen sind Tabelle 16 zu entnehmen. Insgesamt wurden 438 Halbstundenmittelwerte der Fluoridkonzentration rund um das Werk erhoben. Die Bezeichnung der Konzentrationsmeßstellen richtete sich nach der Nummer der Meßstellen des Depositionsmeßnetzes, sofern diese in unmittelbarer Nähe lagen; ansonsten wurde eine Ortsbezeichnung gewählt (s. Abb.33).

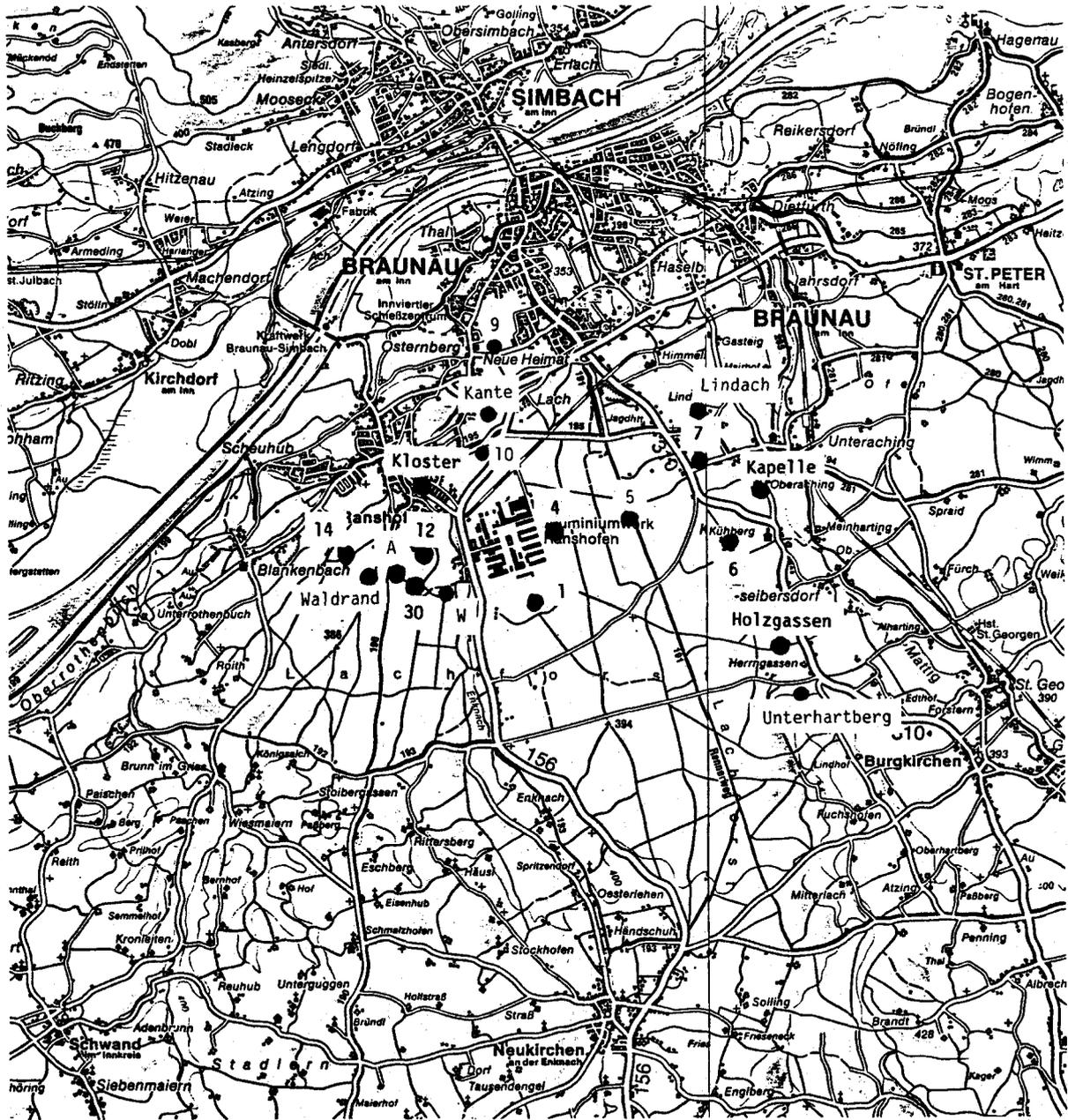


Abb.33: Lage der Meßstellen der Fluoridkonzentration

Tab.16: Bestimmung der Fluoridkonzentration nach dem Silberkugel-Sorptionsverfahren

Meßkampagne	Datum	Tabelle Nr.
1	5./6. 3.1986	C. 2
2	17./18. 3.1986	C. 3
3	7./8./9. 4.1986	C. 4
4	15. 4.1986	C. 5
5	22./23./24. 4.1986	C. 6
6	9./10./11. 6.1986	C. 7
7	9./10. 7.1986	C. 8
8	20. 8.1986	C. 9
9	7./8.10.1986	C.10
10	11./12.11.1986	C.11

7.2 Meßergebnisse

Eine Übersicht aller Meßwerte findet man in Form von Häufigkeitsklassen in Tabelle 17. In Abbildung 34 ist der höchste der während der 10 Meßkampagnen gefundenen Werte an den jeweiligen Meßstellen eingetragen; dabei wurde auf die meteorologischen Gegebenheiten keine Rücksicht genommen. Damit kann ein Einblick in die mögliche Höchstbelastung durch Fluorid gewonnen werden.

Tab.17: Absolute Häufigkeiten der Fluoridkonzentration getrennt nach Meßstellen

Meßstelle	$\leq 0,9$	$>0,9 \leq 2$	$>2 \leq 4$	$>4 \leq 6$	$>6 \leq 10$	>10	Summe
1	4	-	-	-	-	-	4
4	1	4	1	1	10	8	25
5	-	1	1	-	-	-	2
6	6	2	-	-	-	-	8
7	15	3	2	-	-	-	20
9	2	-	-	-	-	-	2
10	3	3	-	-	-	-	6
12	-	1	7	3	3	-	14
14	7	-	3	-	-	-	10
30	39	11	25	11	6	3	95
Aberlbauer	34	41	44	24	7	-	150
Holzgassen	-	2	12	-	-	-	14
Kante	1	6	1	-	-	-	8
Kapelle	24	1	2	-	-	-	27
Kloster	4	6	-	-	-	-	10
Lindach	-	-	2	-	-	-	2
Unterhartberg	19	3	-	-	-	-	22
Wald zwischen 30 und Werk	2	-	3	1	1	-	7
Waldrand	-	1	9	2	-	-	12
Summe	161	85	112	42	27	11	438

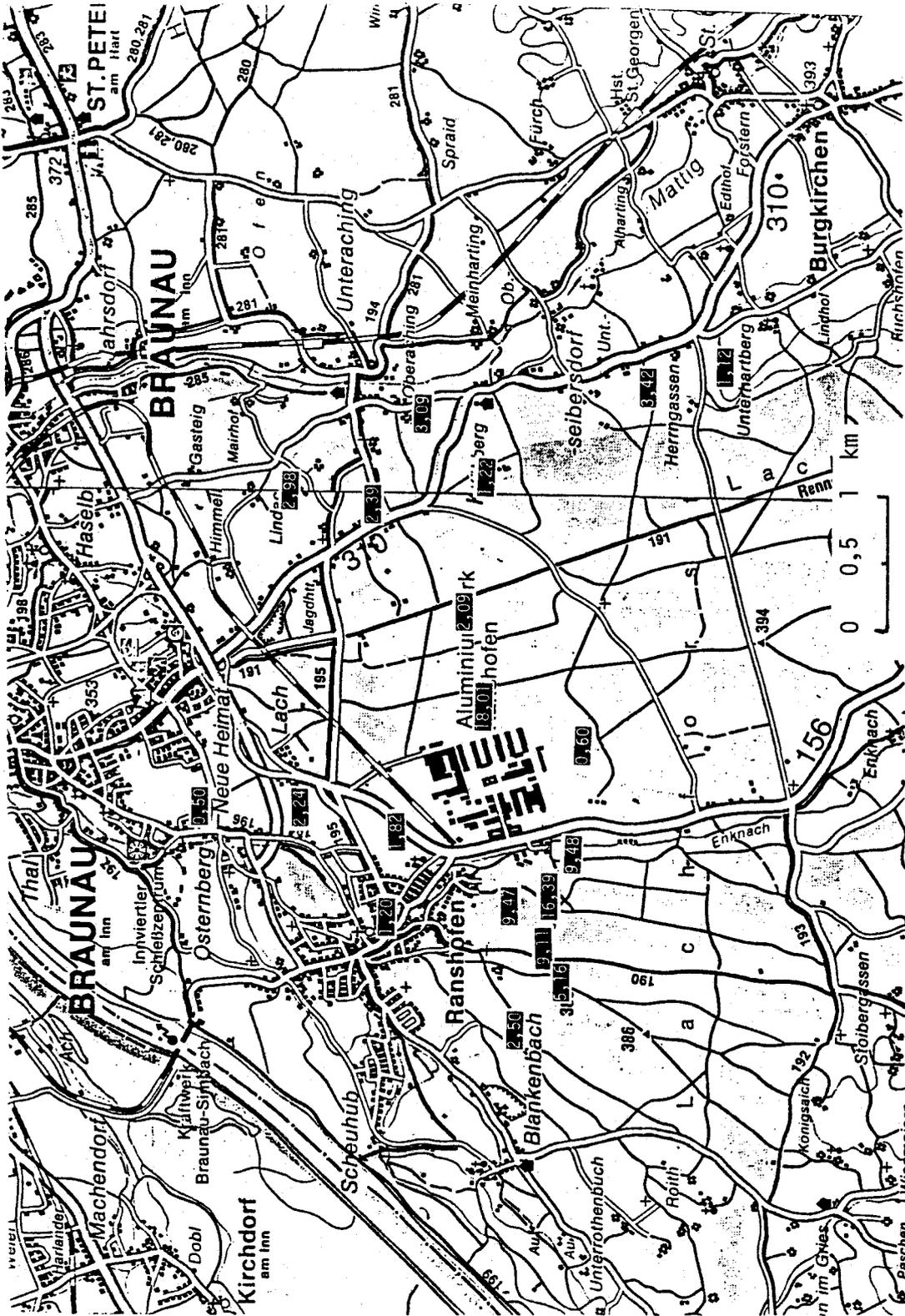


Abb. 34: Gemessene maximale Halbstundenmittelwerte der Fluoridkonzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an den einzelnen Immissionsmeßstellen

Abb.34

Im Anhang C sind die Meßwerte der einzelnen Meßkampagnen zusammen mit den herrschenden Windverhältnissen aufgelistet. Ein Kartenausschnitt, in dem die Meßplätze eingetragen sind, ist jeweils beigegeben. Die während der Messungen herrschende Großwetterlage wird durch die entsprechende Wetterkarte der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik illustriert und verbal beschrieben. Stichwortartig werden sodann die lokalen Wind- und Bewölkungsverhältnisse charakterisiert. In einigen Fällen werden noch Temperatur- und Feuchtigkeitsverlauf für die Zeit der Messungen beigegeben. Die gesamte Zusammenstellung findet man als Tabellen C.2 bis C.11 und eine Erläuterung als Tabelle C.1 im Anhang C.

Die 438 Meßwerte wurden wie folgt für eine Beurteilung aufbereitet:

- Die Windrichtungen wurden 4 Sektoren zugeordnet: Wind aus Ost umfaßt die Richtungen NE bis ESE, Wind aus Süd die Richtungen SE bis SSW, Wind aus West die Richtungen SW bis WNW und Wind aus Nord die Richtungen NW bis NNE (s. Abb.35);

- es wurden diejenigen Meßstellen ausgewählt, welche sowohl bezüglich der Lage zum Werk als auch bezüglich der Zahl der Proben als repräsentativ angesehen werden können. Es wurden vor allem werksnahe Meßstellen herangezogen, weil es an diesen leichter ist, die Achse der Rauchfahne zu finden als bei weiter entfernten Meßstellen. Weiters wurde danach getrachtet, in jedem Windsektor (Abb.35) eine Meßstelle zu haben. Die Stationen sind: Kloster, 4, 6, 7, Kapelle, Holzgassen, 1, Aberlbauer, 30, 12, 14;

- die Meßwerte wurden in Konzentrationsklassen $\leq 0,9$; $> 0,9 \leq 2$; $> 2 \leq 4$; $> 4 \leq 6$; $> 6 \leq 10$; $> 10 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ eingeteilt.

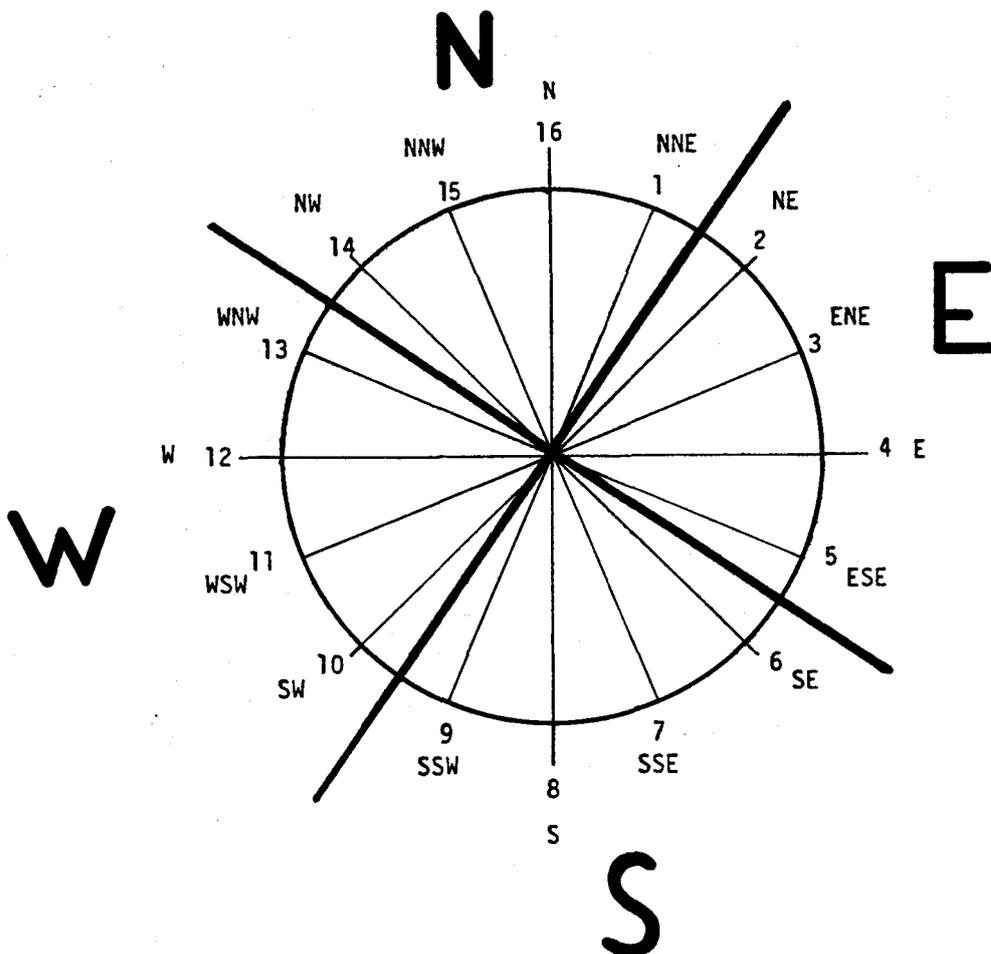


Abb.35: Einteilung der Windrichtungen in vier Sektoren

Aus den Meßwerten der repräsentativen Stationen in den vier Sektoren wurden auch absolute Häufigkeiten ausgezählt (Tab.18) und die Summenhäufigkeiten gebildet (Tab.19). Eine derartige Aufschlüsselung der Daten erlaubt nun eine Gegenüberstellung von Konzentrationsklassen und Windrichtungen. So läßt sich erkennen, daß an der westlich vom Werk gelegenen Meßstelle 30 bei Wind aus Ost die höchsten Konzentrationen auftreten; dasselbe gilt für die östlich vom Werk gelegene Meßstelle 4 bei westlichen Winden. Umgekehrt zeigt sich, daß an Meßstelle 30 bei Wind aus Westen nur Werte bis $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gefunden wurden. Diese Aufschlüsselung der Daten zeigt eindeutig, daß die Immissionsbelastung in der Umgebung des Werks der AMAG bezüglich Wasserstofffluorid auf das genannte Werk zurückzuführen ist.

Tab.18: Absolute Häufigkeiten der Halbstundenmittelwerte der Fluoridkonzentration an ausgewählten Meßstellen

Meßstelle	$\leq 0,9$	$>0,9 \leq 2$	$>2 \leq 4$	$>4 \leq 6$	$>6 \leq 10$	$>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$		
Kloster	1	6	-	-	-	-	Wind	
4	-	1	1	-	2	-		
6	3	1	-	-	-	-		
7	-	-	-	-	-	-		
Kapelle	3	-	-	-	-	-		aus
Holzgassen	-	-	3	-	-	-		
1	-	-	-	-	-	-		
Aberlbauer	9	2	4	4	-	-	Nord	
30	7	1	1	1	-	-		
12	-	-	-	-	-	-		
14	-	-	-	-	-	-		
Kloster	-	-	-	-	-	-	Wind	
4	-	1	-	-	1	-		
6	1	1	-	-	-	-		
7	2	-	-	-	-	-		
Kapelle	2	-	-	-	-	-		aus
Holzgassen	-	1	1	-	-	-		
1	-	-	-	-	-	-		
Aberlbauer	14	25	21	21	7	-	Ost	
30	8	7	24	10	6	3		
12	-	1	7	3	3	-		
14	7	-	2	-	-	-		
Kloster	-	-	-	-	-	-	Wind	
4	-	-	-	-	-	-		
6	-	-	-	-	-	-		
7	-	-	-	-	-	-		
Kapelle	-	-	-	-	-	-		aus
Holzgassen	-	-	-	-	-	-		
1	-	-	-	-	-	-		
Aberlbauer	7	10	1	-	-	-	Süd	
30	3	-	-	-	-	-		
12	-	-	-	-	-	-		
14	-	-	1	-	-	-		
Kloster	1	1	-	-	-	-	Wind	
4	-	-	-	1	7	8		
6	2	-	-	-	-	-		
7	13	3	2	-	-	-		
Kapelle	16	1	2	-	-	-		aus
Holzgassen	-	-	6	-	-	-		
1	3	-	-	-	-	-		
Aberlbauer	2	1	9	2	-	-	West	
30	8	4	-	-	-	-		
12	-	-	-	-	-	-		
14	-	-	-	-	-	-		
Kloster	1	-	-	-	-	-	Calme	
4	-	-	-	-	-	-		
6	-	-	-	-	-	-		
7	-	-	-	-	-	-		
Kapelle	3	-	-	-	-	-		
Holzgassen	-	1	2	-	-	-		
1	-	-	-	-	-	-		
Aberlbauer	1	6	3	-	1	-		
30	2	-	-	-	-	-		
12	-	-	-	-	-	-		
14	-	-	-	-	-	-		

Tab.19: Summenhäufigkeiten der Halbstundenmittelwerte der Fluoridkonzentration an ausgewählten Meßstellen

Meßstelle	$\leq 0,9$	$>0,9 \leq 2$	$>2 \leq 4$	$>4 \leq 6$	$>6 \leq 10$	$>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
Kloster	1	7					Wind
4	0	1	2	2	4		
6	3	4					
7	-						
Kapelle	3						aus
Holzgassen	0	0	3				
1	-						Nord
Aberlbauer	9	11	15	19			
30	7	8	9	10			
12	-						
14	-						
Kloster	-						Wind
4	0	1	1	1	2		
6	1	2					
7	2						
Kapelle	2						aus
Holzgassen	0	1	2				
1	-						Ost
Aberlbauer	14	39	60	81	88		
30	8	15	39	49	55	58	
12	0	1	8	11	14		
14	7	0	9				
Kloster	-						Wind
4	-						
6	-						
7	-						
Kapelle	-						aus
Holzgassen	-						
1	-						Süd
Aberlbauer	7	17	18				
30	3						
12	-						
14	0	0	1				
Kloster	1	2				-	Wind
4	0	0	0	1	8	16	
6	2						
7	13	16	18				
Kapelle	16	17	19				aus
Holzgassen	0	0	6				
1	3						West
Aberlbauer	2	3	12	14			
30	8	12					
12	-						
14	-						
Kloster	1						Calme
4	-						
6	-						
7	-						
Kapelle	3						
Holzgassen	0	1	3				
1	-						
Aberlbauer	1	7	10	10	11		
30	2						
12	-						
14	-						

Die Zusammenstellung läßt auch erkennen, daß die Flächen um den Aberlbauern bei Winden aus dem Ostsektor bzw. bei Calmen den Grenzwert der 2. Forstverordnung für den Sommer ($0,9 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$) durchwegs überschreiten. Selbst bei Winden aus den anderen Sektoren (hier liegt das Gebiet um den Aberlbauern teilweise im Luv des Werkes) treten oft Grenzwertüberschreitungen auf. Auch der im Winter gültige Grenzwert von $4 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ wird bei Ostwinden manchmal überschritten, bei Winden aus anderen Richtungen nur vereinzelt.

Grundsätzlich gilt, daß die in der 2. Forstverordnung festgelegten Grenzwerte nur für den Bereich des Waldes gelten. Da im Wald selbst erfahrungsgemäß auf Grund der Filterwirkung der Baumkronen die Bestimmung einer für den Kronenbereich repräsentativen Luftprobe nicht möglich ist, werden in der Richtlinie Nr. 12 (3) die Anforderungen an eine Waldmeßstelle (insbesondere in Hinsicht auf die freie Anströmbarkeit) definiert. Nach dieser Definition können mit Ausnahme der Meßstellen 9, Kante, Lindach und 7 alle anderen Meßstellen als Waldmeßstellen gelten.

Die Immissionsituation ist für die Flächen im Osten des Werks etwas besser (Ausnahme Station 4 in unmittelbarer Werksnähe). Hier konnten bei Westwinden (Lage im Lee des Werks) Konzentrationen über $0,9 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$, aber nie solche über $4 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ gefunden werden. Am eben erwähnten Meßpunkt 4 kann offensichtlich bei Wind aus jeder beliebigen Richtung eine Überschreitung selbst des Wintergrenzwertes stattfinden.

Das absolute Maximum aller Meßwerte wurde am 20. August 1986 zwischen 0.30 und 1.00 Uhr SOZ (Sommerzeit, MEZ + 1 h) an der Meßstelle 4 mit $18 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ gefunden. Das bedeutet eine Überschreitung des Sommergrenzwertes um das Zwanzigfache.

Der höchste Konzentrationswert in der Umgebung des Aberlbauern wurde am 10. Juni 1986 an der Meßstelle 30 von 16.00 bis 16.30 Uhr SOZ mit über $16 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ bestimmt, was einer Überschreitung des in dieser Jahreszeit gültigen Grenzwertes der 2. Forstverordnung um etwa das 18-fache entspricht.

Als Ergebnis der Immissionskonzentrationsmessungen ist festzuhalten, daß Überschreitungen des im Sommer gültigen Grenzwertes von $0,9 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ an allen Waldmeßstellen, ausgenommen die Meßstelle 1, festgestellt wurden. An der letztgenannten Meßstelle wurden jedoch insgesamt nur vier Stichprobenmessungen durchgeführt. Der Wintergrenzwert von $4 \mu\text{g HF}/\text{m}^3$ wird nur im Nahbereich des Werks an den Meßstellen 4, 30 und Aberlbauer überschritten. Das Gebiet der landwirtschaftlich genutzten Flächen westlich des Werks liegt somit in einer Zone hoher Belastungen.

Die vier Meßstellen, welche nicht als Waldmeßstellen anzusehen sind, wurden nach der OÖ. Luftreinhalteverordnung beurteilt. Diese Beurteilung konnte auf Grund der Anzahl der vorliegenden Stichprobenmessungen nur an den beiden Meßstellen 7 und Kante durchgeführt werden. Es ergab sich, daß der Kurzzeitgrenzwert an beiden Meßstellen eingehalten wurde; an Meßstelle Kante wurde der Langzeitgrenzwert um 40% überschritten.

Eine Einteilung der Ergebnisse der Immissionskonzentrationsmessungen nach den Ausbreitungsklassen wurde nur für jene Werte durchgeführt, für die mit den Ergebnissen der Ausbreitungsrechnung verglichen wurde (s. Abschnitt 7.5). Es ist jedoch grundsätzlich festzuhalten, daß ein Großteil der Messungen bei Tag stattfand, d.h. bei den Ausbreitungsklassen 2 bis 4 (labil und neutral). Bei den Nachtmessungen traten häufig relativ hohe Windgeschwindigkeiten auf, die nur eine Ausbreitungsklasse von 4 oder 5 (neutral bzw. schwach stabil) zuließen (s. dazu Abschnitt 5, Tab.4).

7.3 Abschätzung der Vorbelastung auf Grund der Immissionsmessungen

Dieser Abschätzung kommt grundsätzlich große Bedeutung zu, da die Berücksichtigung der Vorbelastung den Immissionsspielraum eines Emittenten erkennen läßt. Die Höhe der Vorbelastung ist umso entscheidender, je höher ihr Anteil bezogen auf den Grenzwert ist.

Für diese Untersuchung wurden die niedrigsten während der einzelnen Meßkampagnen gemessenen Werte an einer luvseitig gelegenen Meßstelle als Grundlage zur Bestimmung der Vorbelastung herangezogen. Dafür eignen sich von den 438 Meßwerten insgesamt 8 Meßwerte. Der arithmetische Mittelwert dieser Meßwerte beträgt $0,24 \mu\text{g HF/m}^3$ und entspricht damit auch sonst üblicherweise in besiedelten Gebieten anzutreffenden Werten. Es ist zu beachten, daß die Nachweisgrenze des verwendeten Analysenverfahrens etwa $0,10 \mu\text{g HF/m}^3$ beträgt.

Betrachtet man Meßergebnisse, welche an den dem Wind zugewandten Meßstellen erhalten worden waren, fällt auf, daß insbesondere im Bereich der Meßstelle Aberlbauer kurzfristig auch höhere Werte auftreten können. Diese Werte sind jedoch sicher nicht als Vorbelastung zu bezeichnen; vielmehr sind sie als Folge turbulenter Luftbewegung anzusehen. Somit wird offenbar der Nahbereich westlich des Werkes nicht nur bei Ostwinden, sondern in gewissem Umfang auch bei Westwind durch HF belastet.

7.4 Abschätzung der Höchstbelastung auf Grund der Immissionsmessungen

Die Abschätzung beruht auf der Annahme, daß der Logarithmus der maximalen Immissionskonzentration mit dem Logarithmus der Entfernung linear abnimmt. Diese Annahme ist insofern berechtigt, als sie mit Ausbreitungsmodellen im Einklang steht und auch von Meßergebnissen bestätigt wird.

Der Abschätzung wurden die maximalen Halbstundenmittelwerte (HMW) folgender Meßstellen zugrunde gelegt: 4, 12, 14, 30, 7, Aberlbauer (A), Wald zwischen 30 und Werk (W), Kapelle (K), Holzgassen (H), Unterhartberg (U), Waldrand (WR). Meßdaten anderer Stationen wurden nicht berücksichtigt, da auf Grund der geringen Zahl der dort durchgeführten Stichprobenmessungen nicht zu erwarten ist, daß auch nur annähernd die maximal erreichbaren HMW gefunden worden waren. An den Meßstellen 30 und Holzgassen wurden – bezogen auf ihre Entfernung zum Werk – die höchsten Werte festgestellt (s. Abb.36). Daher orientierte sich die Abschätzung der Höchstbelastung in Abhängigkeit von der Entfernung an derjenigen Geraden, welche diese Werte verbindet. Die in Abbildung 36 ebenfalls dargestellte Gerade der maximalen Immissionskonzentration für die geplant gewesene Neuanlage ist ein Vorgriff auf Abschnitt 10.5 (bezüglich der Erläuterungen siehe dort).

Extrapoliert man diese Werte, läßt sich aus Abbildung 36 ablesen, daß bis zu einer Entfernung von etwa 3 km $4,0 \mu\text{g HF/m}^3$ (Grenzwert der 2. Forstverordnung Nov.–März) und von rund 7 km $0,9 \mu\text{g HF/m}^3$ (Grenzwert der 2. Forstverordnung April–Okt.) erreicht werden können.

Überträgt man dieses Ergebnis auf einen linearen Maßstab (Abb.37), so wird deutlich, daß zwei Entfernungsbereiche unterschieden werden können:

- ein relativ kleiner Nahbereich bis ca. 2 km um das Werk, in welchem ein starker Abfall der Immission mit der Entfernung festzustellen ist,
- ein wesentlich größerer Bereich ab 4 km Entfernung um das Werk, in welchem die Konzentrationen nur noch schwach mit der Entfernung abnehmen.

Abschließend muß darauf hingewiesen werden, daß die Meßdaten grobteils während Zeiten mit Sonneneinstrahlung gewonnen wurden. Dies bedeutet, daß stabile Ausbreitungsklassen, welche während der Nacht auftreten, kaum Berücksichtigung gefunden haben; bei diesen Ausbreitungssituationen zeigten die Berechnungen mittels Gauß-Modell (s. Abschnitt 5) noch höhere Werte. Die Gültigkeit der Abschätzung beschränkt sich daher streng genommen auf die während des Tages herrschenden Ausbreitungsklassen.

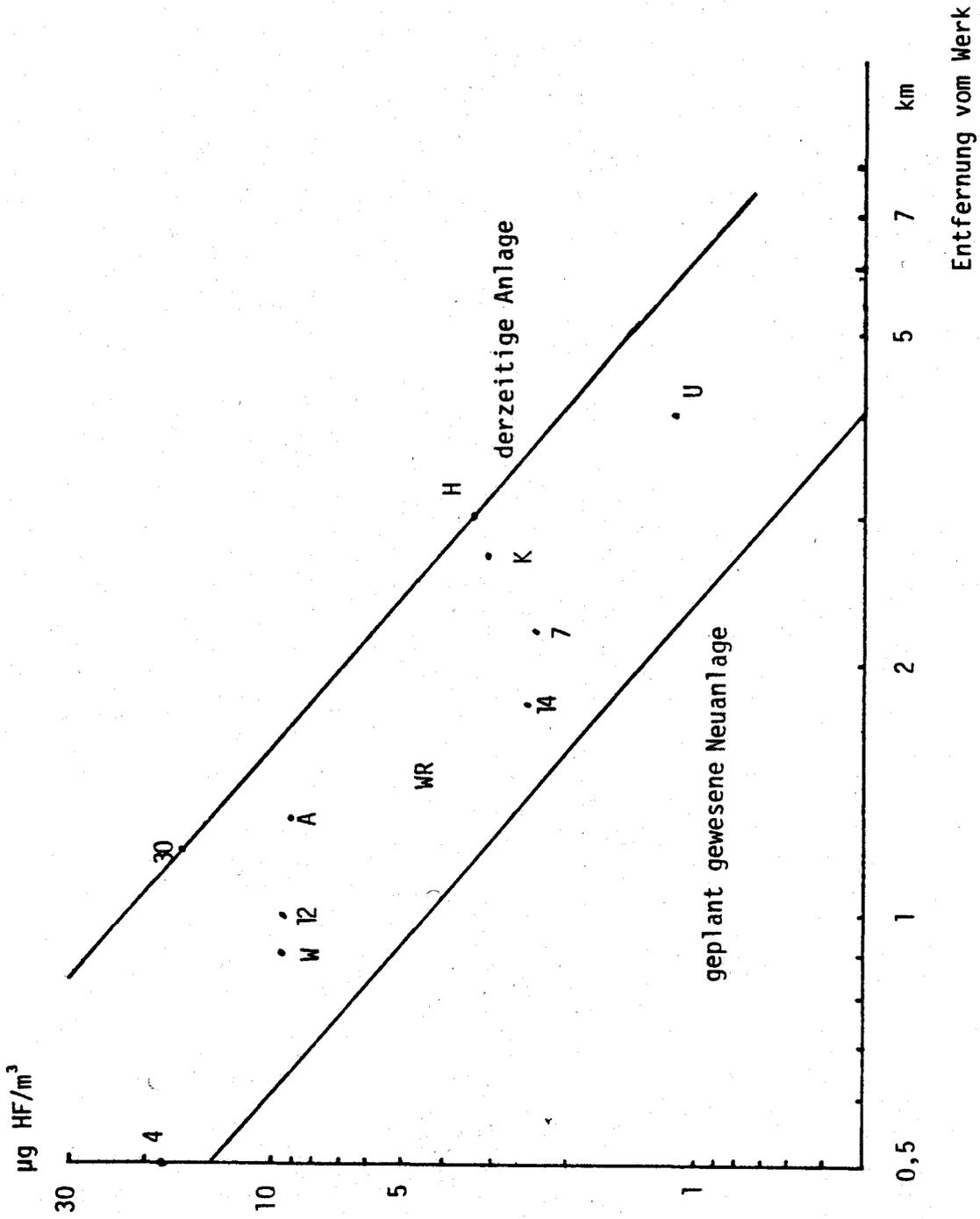


Abb.36: Maximale Immissionskonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung; logarithmischer Maßstab (derzeitige Anlage und geplant gewesene Neuanlage)

Abb.36

7.5 Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Werten

Es wurden die gemessenen Fluoridimmissionskonzentrationen mit den berechneten verglichen (unter Zugrundelegung der während der Messungen bestimmten meteorologischen Parameter).

Um eine bessere Vergleichbarkeit zu erzielen, wurde der Konzentrationsverlauf nur für den Bereich unterhalb der Rauchfahnenachse dargestellt. Diese Darstellung ist eine eindimensionale Annäherung, da bloß die Isoliniendarstellung (Abschnitt 5) den zweidimensionalen Konzentrationsverlauf zeigt.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, daß nur Meßwerte verwendet wurden, die von Messungen unterhalb der Rauchfahnenachse stammen, konnten von den 438 Stichproben etwa 50 Proben, die zusammen vier Ausbreitungsklassen mit verschiedenen Windgeschwindigkeiten repräsentieren, herangezogen werden. Da viele aufeinanderfolgende Halbstundenwerte der Fluoridkonzentration ähnliche Beträge haben, wurde aus solchen Blöcken der jeweils höchste Wert herausgegriffen. Daraus ergeben sich die in Tabelle 20 zusammengefaßten 17 Stichproben.

Die Ergebnisse des Vergleiches werden in Abbildung 38 gezeigt. In Abhängigkeit von der Wettersituation, die während der betreffenden Stichprobe herrschte, wurde der dafür geltende Konzentrationsverlauf gezeichnet und der Meßwert eingetragen. Dabei fällt auf, daß bei den Klassen 2 und 3 die Übereinstimmung von Rechnung und Messung zufriedenstellend ist und ab Klasse 4 die berechneten über den gemessenen Konzentrationen liegen.

Ein Vergleich mit der in Abbildung 36 dargestellten Abschätzung der maximalen Immissionskonzentration aus den Messungen zeigt, daß diese Ergebnisse und die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung von derselben Größenordnung sind.

Die berechneten Immissionskonzentrationen mögen trotz allem zum Teil sehr hoch erscheinen. Das liegt sowohl an den vom Gauß-Modell geforderten, aber in Wirklichkeit nicht erfüllten Randbedingungen (z.B. Totalreflexion der Rauchfahne beim Auftreffen am Erdboden) als auch an den spezifischen Eigenheiten der Quelle und des Schadgases HF (s. Abschnitt 5.1). Es tritt während des Transports eine nicht zu vernachlässigende Sinkgeschwindigkeit und anschließende Deposition von HF an Berührungsflächen auf, die konzentrationsvermindernd wirkt, im Gauß-Modell aber nicht berücksichtigt ist. Die Transportzeit als ein Maß für die Zeitdauer, in der solche Vorgänge schadstoffmindernd wirken können, beträgt bis zum maximal belasteten Aufpunkt im Schnitt über alle Windgeschwindigkeiten bei neutraler Ausbreitungsklasse und bei geringem Wassergehalt in der Atmosphäre einige Minuten. Aus den erwähnten Gründen liegen die Ergebnisse des Modells höher als die gemessenen Werte.

Die Überschätzung der Fluoridimmissionskonzentration, die das Gauß-Modell insbesondere bei stabilen Ausbreitungsklassen ergibt, wurde auch bei einem Vergleich von Rechnung und Messung nachgewiesen, der für die Umgebung einer Aluminiumhütte in der BRD durchgeführt wurde (s. (3)). Die Messungen der Fluoridkonzentration wurden in dieser Untersuchung auf ähnliche Weise wie die des Umweltbundesamtes abgewickelt; d.h., man war stets bestrebt, die Meßstellen so in Abhängigkeit von der Windrichtung im Gelände zu stationieren, daß eine möglichst vollkommene Erfassung des Ausbreitungskegels gewährleistet war. Ebenso wurden Messungen im Luv vorgenommen, um die Vorbelastung abschätzen zu können.

Eine weitere – wenngleich auch geringe – Fehlerquelle liegt darin, daß die Berechnungen nur für gasförmiges Fluorid allein durchgeführt wurden, die Messungen jedoch neben dem gasförmigen Fluorid auch einen Anteil von an Staub gebundenem Fluorid beinhalten. Das bedeutet, daß die in Abbildung 38 angegebenen gemessenen Konzentrationen etwas niedriger sein werden, wenn man sich auf gasförmiges Fluorid allein bezieht.

Tab.20: Meßwerte aus den HF-Immissionskonzentrationsmessungen mittels Silberkugel-Sorptionsverfahrens

Station	Datum	Uhrzeit (MEZ)	Entfernung (m)	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Klasse	Windgeschwindigkeit (m/s)
4	6. 3.	12.30-13.00	500	9,53	2	1
Holzgassen	23. 4.	14.00-14.30	3.000	3,42	2	1
4	11. 6.	10.00-10.30	500	11,90	2	3
Aberlbauer	6. 3.	15.00-15.30	1.300	5,76	3	1
Aberlbauer	7. 4.	16.30-17.00	1.300	8,27	3	2
Aberlbauer	7. 4.	18.00-18.30	1.300	9,11	3	2
30	18. 3.	13.30-14.00	1.200	11,31	3	5
12	10. 6.	8.30- 9.00	1.000	9,48	3	5
30	10. 6.	15.00-15.30	1.200	16,39	3	5
Wald zw. 30	11.11.	14.30-15.00	1.000	9,48	4	1
30	11.11.	17.00-17.30	1.200	4,52	4	1
30	17. 3.	16.30-17.00	1.200	7,16	4	2
4	20. 8.	8.00- 8.30	500	11,70	4	5
Aberlbauer	8. 4.	17.00-17.30	1.300	7,16	4	5
Aberlbauer	22. 4.	21.30-22.00	1.300	6,00	5	1
4	20. 8.	23.30-24.00	500	18,01	5	2
Kapelle	20. 8.	1.00- 1.30	2.700	3,09	5	3

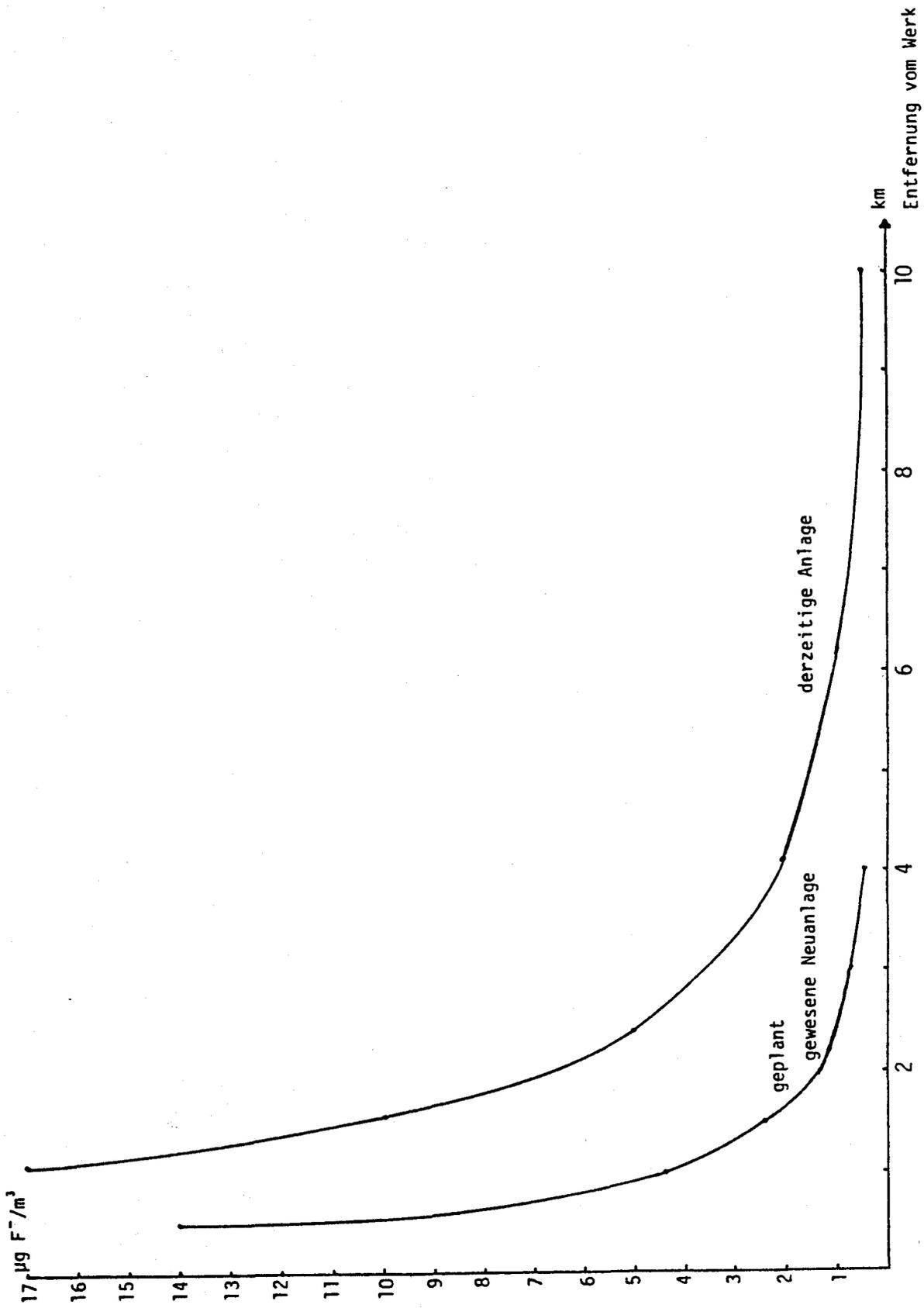


Abb.37

Abb.37: Maximale Immissionskonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung; linearer Maßstab (derzeitige Anlage und geplant gewesene Neuanlage)

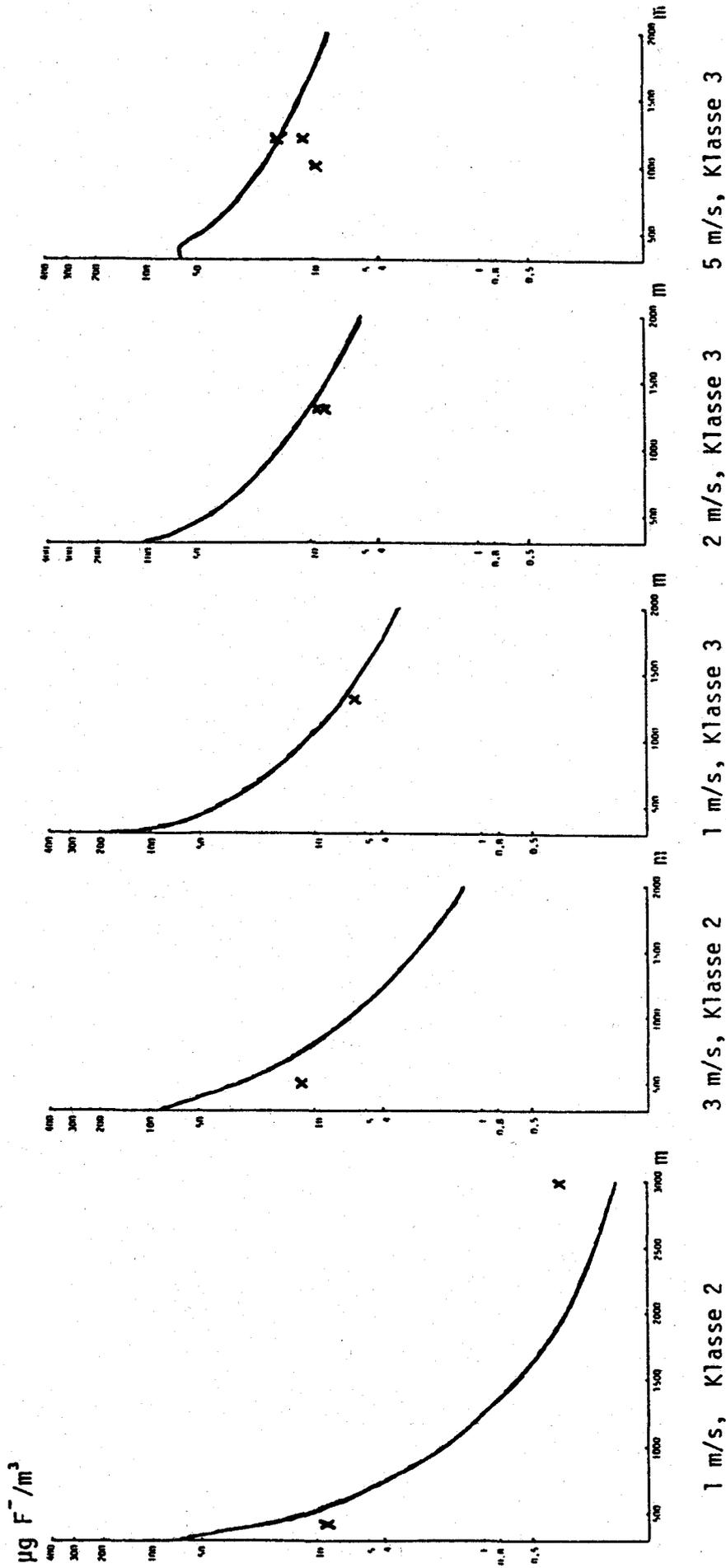


Abb.38

Abb.38: Vergleich von berechneten (—) und gemessenen (x) Fluoridkonzentrationen

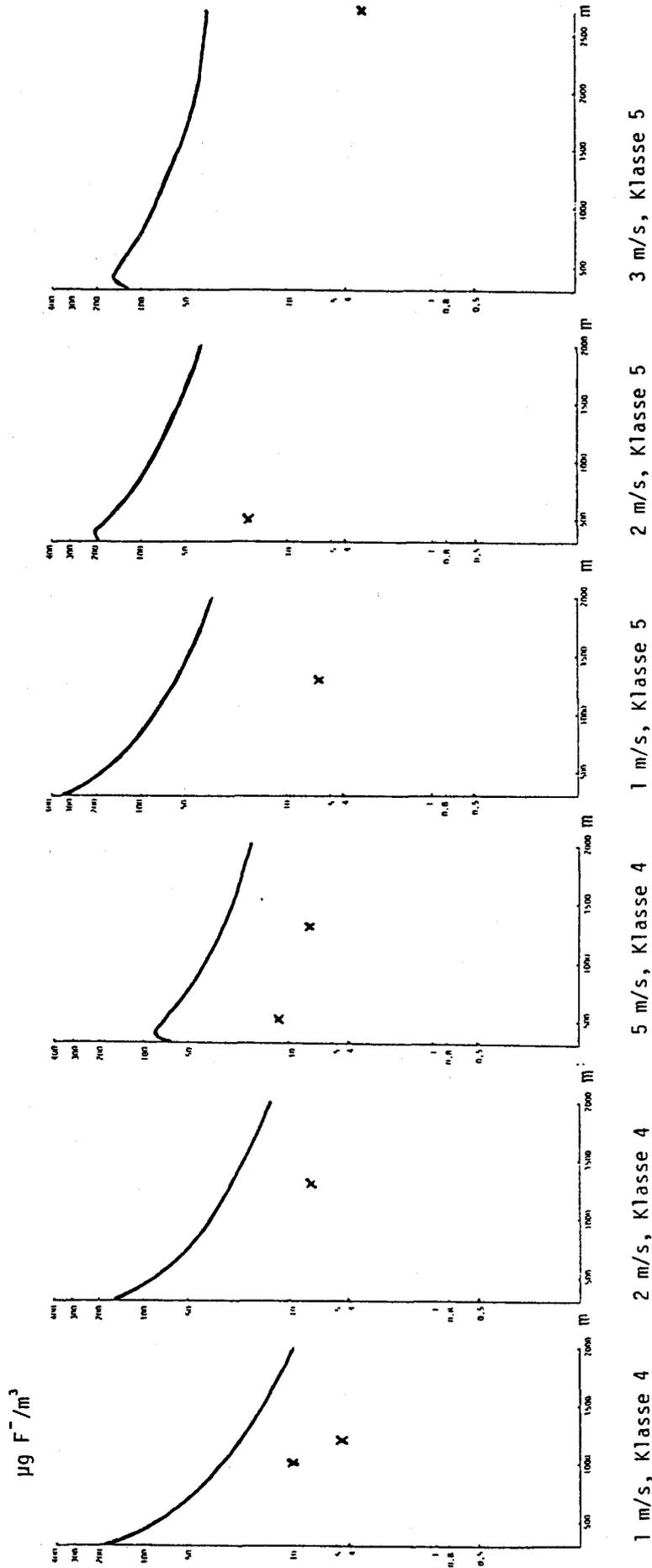
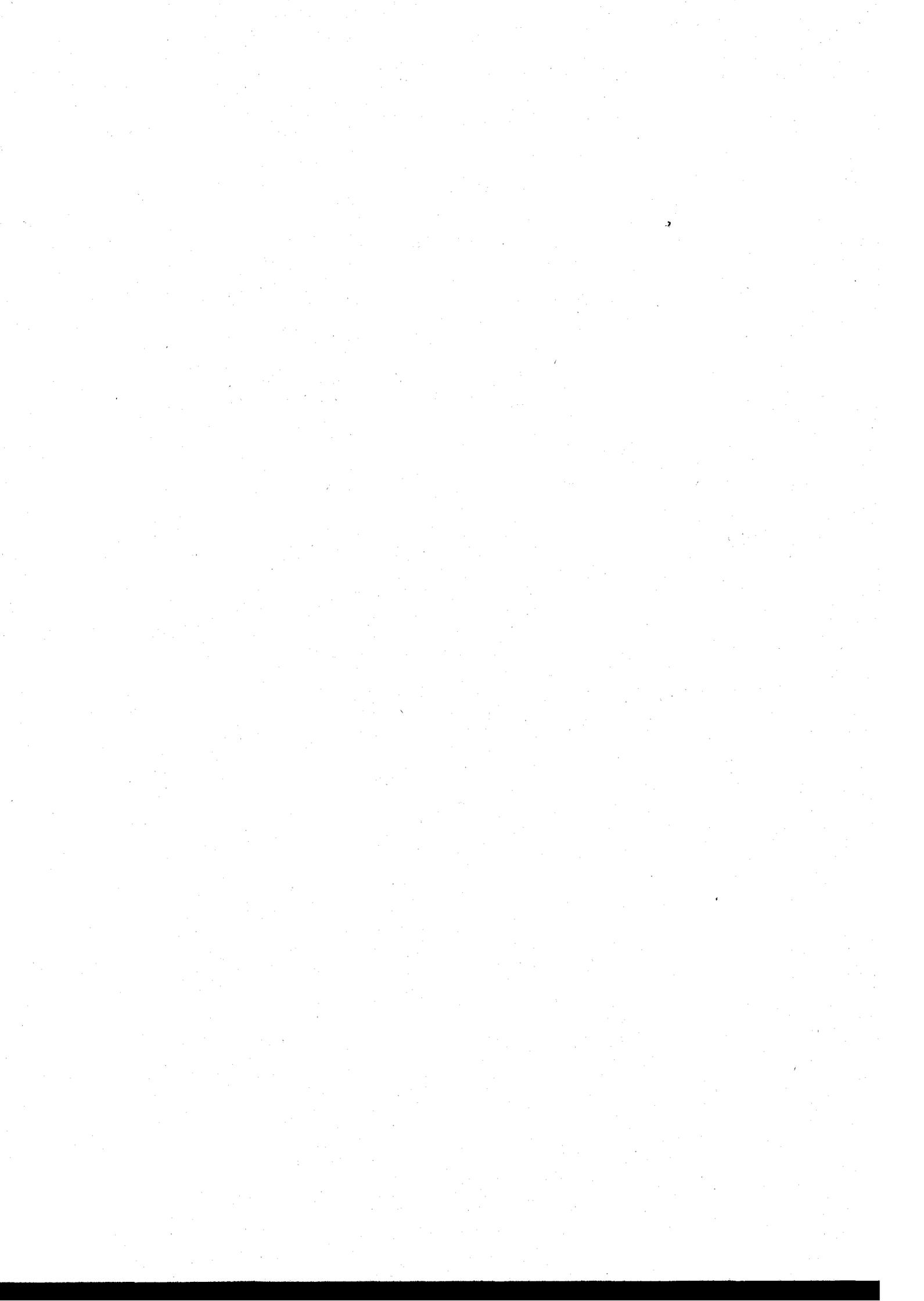


Abb.38: Fortsetzung

Abb.38: Fortsetzung



8 KONTINUIERLICHE MESSUNG DER SCHWEFELDIOXID- UND STAUB-KONZENTRATION SOWIE MOBILE MESSUNGEN DER SCHWEFELDIOXID-KONZENTRATION

8.1 Allgemeines

Aufgrund der Ergebnisse der Arbeiten anderer Institutionen sowie des Lokalausweises wurde festgestellt, daß das westlich des Werks liegende land- und forstwirtschaftlich genutzte Gebiet relativ hoch belastet sein muß. Deshalb wurde auf dem Grund eines der Beschwerdeführer, Herrn Hofinger (Meßstelle Nr. 30 des Fluoriddepositionsmeßnetzes) 1,2 km WSW des Werks eine Meßstelle errichtet. Die Meßstelle wurde so gewählt, daß sie auch den Anforderungen einer Meßstelle zur Beurteilung der Immissionssituation des sie umgebenden Waldes entspricht. Da, wie im Abschnitt 7 ausgeführt, kein kontinuierlich arbeitendes Fluoridmeßgerät mit ausreichender Nachweisgrenze auf dem Markt ist, konnte diese Meßstelle letztendlich nur für die kontinuierliche Messung von SO₂ und Staub genutzt werden.

Die Messungen wurden am 10. Juni 1986 begonnen und am 12. Mai 1987 beendet; sie werden in diesem Bericht bis zum 31. März 1987 wiedergegeben.

Die SO₂-Konzentration wurde mit Hilfe eines auf dem UV-Fluoreszenz-Meßprinzip arbeitenden Meßgerätes (Nachweisgrenze: 5 µg/m³) ermittelt; die Überprüfung fand regelmäßig mit Nullluft über Aktivkohle und SO₂-haltigem Gas eines Permeationsröhrchens aus einem Kalibrator statt.

Die Staubkonzentration wurde mit Hilfe eines auf dem radiometrischen Meßprinzip arbeitenden Meßgerätes ermittelt (Nachweisgrenze: 5 µg Staub/m³ bei 24-stündiger Probenahme und 1 m³ Probenvolumen; 10 µg Staub/m³ bei 3-stündiger Probenahme) und wiederholt mit Kalibrierfolien unterschiedlichen Flächengewichtes überprüft. Zur Abscheidung des Grobstaubes wurde der Laskus-Kopf gemäß ÖNORM M 5852 (10) verwendet. Die Höhe der Probenahme über Grund betrug 3,5 m.

Ergänzend zu diesen Messungen wurden im Jahr 1986 an sieben Tagen (3 Tage im April, 4 im Oktober) mobile Messungen durchgeführt, um den Einflußbereich des Werks durch die Bestimmung der Schwefelkonzentration am Boden abgrenzen zu können.

Das verwendete Gerät arbeitet mit einem Flammenphotometerdetektor. Es werden alle vorkommenden schwefelhaltigen Verbindungen gemäß der Zahl der Schwefelatome in Summe erfaßt; unter der Voraussetzung, daß nur SO₂ vorhanden ist, kann das Meßsignal als SO₂ gedeutet und als dieses gemäß Kalibrierung (Vorgangsweise wie bei kontinuierlicher Messung) angegeben werden.

Der Vergleich der Monatsmittelwerte und maximalen Tagesmittelwerte zwischen der Station Braunau (Meßstelle 0410 des Meßstellennetzes der Oö. Landesregierung) und der des Umweltbundesamtes zeigt, daß die Staub- und SO₂-Immissionen an letzterer Meßstelle deutlich (mindestens um den Faktor 2) höher lagen, was als Indiz für den lokalen Einfluß des Werkes der AMAG gewertet werden kann. Eine weitergehende Berücksichtigung der Daten der Station Braunau konnte in diesem Bericht aufgrund ihrer Lage (verkehrsnahe, südöstlich des Stadtzentrums, etwa 2,5 km nordöstlich des Werks) nicht gefunden werden.

8.2 Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen

In diesem Abschnitt werden in den Tabellen 21 bis 24 und den Abbildungen 39 bis 41 die Grunddaten zusammengefaßt dargestellt und diskutiert sowie einige spezielle Auswertungen angeschlossen.

Als erste Übersicht können aus Tabelle 21 neben der Verfügbarkeit N (Anzahl der vollständig vorhandenen Tage) der zur Beurteilung vorliegenden Daten für SO₂ und Staub auch der Monatsmittelwert (MMW), der maximale Tagesmittelwert (TMWmax) des Monats und der maximale Halbstundenmittelwert (HMWmax) des Monats entnommen werden.

Tab.21: Ergebnisse der SO₂- und Staubmessungen für die einzelnen Monate

Monat	MMW mgSO ₂ /m ³	N	TMWmax mgSO ₂ /m ³	HMWmax mgSO ₂ /m ³	MMW mgStaub/m ³	N	TMWmax mgStaub/m ³
Juni 86	0,02	20	0,02	0,04	0,06	29	0,13
Juli	0,01	31	0,02	0,06	0,06	28	0,15
August	0,01	31	0,02	0,03	0,05	29	0,12
September	0,02	30	0,05	0,20	0,08	28	0,20
Oktober	0,02	31	0,07	0,13	0,11	31	0,26
November	0,02	30	0,06	0,17	0,10	25	0,22
Dezember	0,01	31	0,03	0,09	-	-	-
Jänner 87	0,06	31	0,20	0,33	0,11	8	0,23
Februar	0,05	28	0,16	0,27	0,20	26	0,51
März	0,05	30	0,14	0,35	0,20	6	0,28

In Tabelle 22 sind für die einzelnen Monate die Summenhäufigkeit der SO₂-HMW nach festen Prozentzahlen und in Tabelle 23 getrennt für Sommer 1986 und Winter 1986/87 für vorgegebene Konzentrationswerte enthalten.

Tab.22: Summenhäufigkeit der SO₂-Konzentrationen nach Prozentzahlen

mindestens ...% sind < mg SO ₂ /m ³	Summenhäufigkeit der HMW in Prozent					
	25	50	75	95	97,5	100
Juni 1986	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,04
Juli	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,06
August	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03
September	0,01	0,01	0,02	0,04	0,05	0,20
Oktober	0,01	0,01	0,04	0,07	0,09	0,13
November	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,17
Dezember	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,09
Jänner 1987	0,01	0,03	0,10	0,19	0,22	0,33
Februar	0,01	0,03	0,06	0,15	0,17	0,27
März	0,01	0,02	0,08	0,16	0,18	0,35

Tab.23: Summenhäufigkeit der SO₂-HMW für vorgegebene Konzentrationen

mg SO ₂ /m ³	Summenhäufigkeit der HMW in Prozent	
	Sommer 1986*	Winter 1986/87**
< 0,05	94,7	73,6
< 0,10	99,5	87,2
< 0,15	99,99	94,4
< 0,20	99,99	98,4
< 0,25	100	99,5
< 0,30		99,8
< 0,35		99,9
< 0,40		100

* 6864 HMW

** 7200 HMW

In Tabelle 24 wird die Summenhäufigkeit der Staub-TMW, ebenfalls getrennt für den Sommer 1986 und den Winter 1986/87, gebracht.

Tab.24: Summenhäufigkeit der Staub-TMW für vorgegebene Konzentrationen

mg Staub/m ³	Summenhäufigkeit der TMW in Prozent	
	Sommer 1986*	Winter 1986/87**
< 0,12	84,8	53,8
< 0,20	96,5	76,9
< 0,30	100,0	90,7
> 0,30		100,0

* 145 Tage

** 65 Tage

In Abbildung 39 sind für die einzelnen Monate, in Abbildung 40 für den Sommer 1986 und Winter 1986/87 die jeweiligen mittleren Tagesverläufe der SO₂-Immissionskonzentration dargestellt. In Abbildung 41 sind für den Winter die Staubtagesmittelwerte in chronologischer Folge eingetragen (die teilweise fehlende Graphik der Monate Dezember und Jänner ist auf Geräteausfall zurückzuführen). Die strichliert eingetragenen Linien bei 120, 200 und 300 µg/m³ geben die Grenzwertempfehlungen der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (s. Abschnitt 3) wieder.

Im Sommer sind von den 117 TMW acht größer als 0,12 mg Staub/m³, jedoch keiner größer als 0,20 mg/m³; im Winter hingegen sind von den 96 Werten 44 größer als 0,12 mg Staub/m³, 19 größer als 0,20 mg/m³ und noch sechs größer als 0,30 mg/m³; der höchste Tagesmittelwert betrug 0,51 mg/m³.

Aus den Tabellen 21 bis 24 und den Abbildungen 39 bis 41 ergibt sich:

- die SO₂-Immissionskonzentration ist im Mittel gesehen im Winter etwa doppelt so hoch als im Sommer, für Staub ist dieses Verhältnis geringer,
- die höchsten SO₂-MMW und TMWmax wurden im Jänner gemessen, die höchsten Staubwerte im Februar,
- im Sommer wie im Winter liegt der größte Anteil (99,99% bzw. 98,4%) der HMW unter 0,20 mg SO₂/m³,
- der mittlere monatliche sowie der mittlere "Sommer-" und "Winter-"Tagesverlauf zeigt keinen ausgeprägten Gang,
- der Verlauf der Staub-TMW ist stark schwankend.

Um den Beitrag des Werks zur Staubimmissionskonzentration an ausgewählten Tagen mit hoher Staubbelastung eher feststellen zu können, wurden zusätzlich Dreistundenmittelwerte (MW3) berechnet (drei Stunden sind jene Zeitspanne, für die aus meßtechnischer Sicht eine Konzentrationsangabe noch vertretbar ist).

Dazu wurden drei Perioden, in denen gemäß Abbildung 41 über einige Tage höhere Staubkonzentrationen auftraten, herausgegriffen und näher analysiert. In den Abbildungen 42, 43 und 44 sind für die Perioden 12. bis 19.10.1986, 10. bis 16.11.1986 und 30.1. bis 6.2.1987 die MW3 der Staubkonzentration sowie der SO₂-Konzentration eingetragen, darunter (soweit vorhanden) die während derselben Zeitspanne herrschende Windrichtung. Das Zeichen "." bedeutet Calme.

Auffallend ist in allen drei Beispielen der im allgemeinen gleichartige Verlauf der beiden Komponenten.

Sowohl bei dem "November-Beispiel" als auch beim "Jänner-Februar-Beispiel" fällt das ständige Auf und Ab der Staubkonzentration weitgehend mit dem Wechsel der Windrichtung zusammen; zusätzlich ist bei dem "Jänner-Februar-Beispiel" eine anwachsende Staubgrundbelastung festzustellen.

Abb. 39: Mittlerer monatlicher Tagesgang der SO₂-Immissionskonzentration an der Meßstelle 30

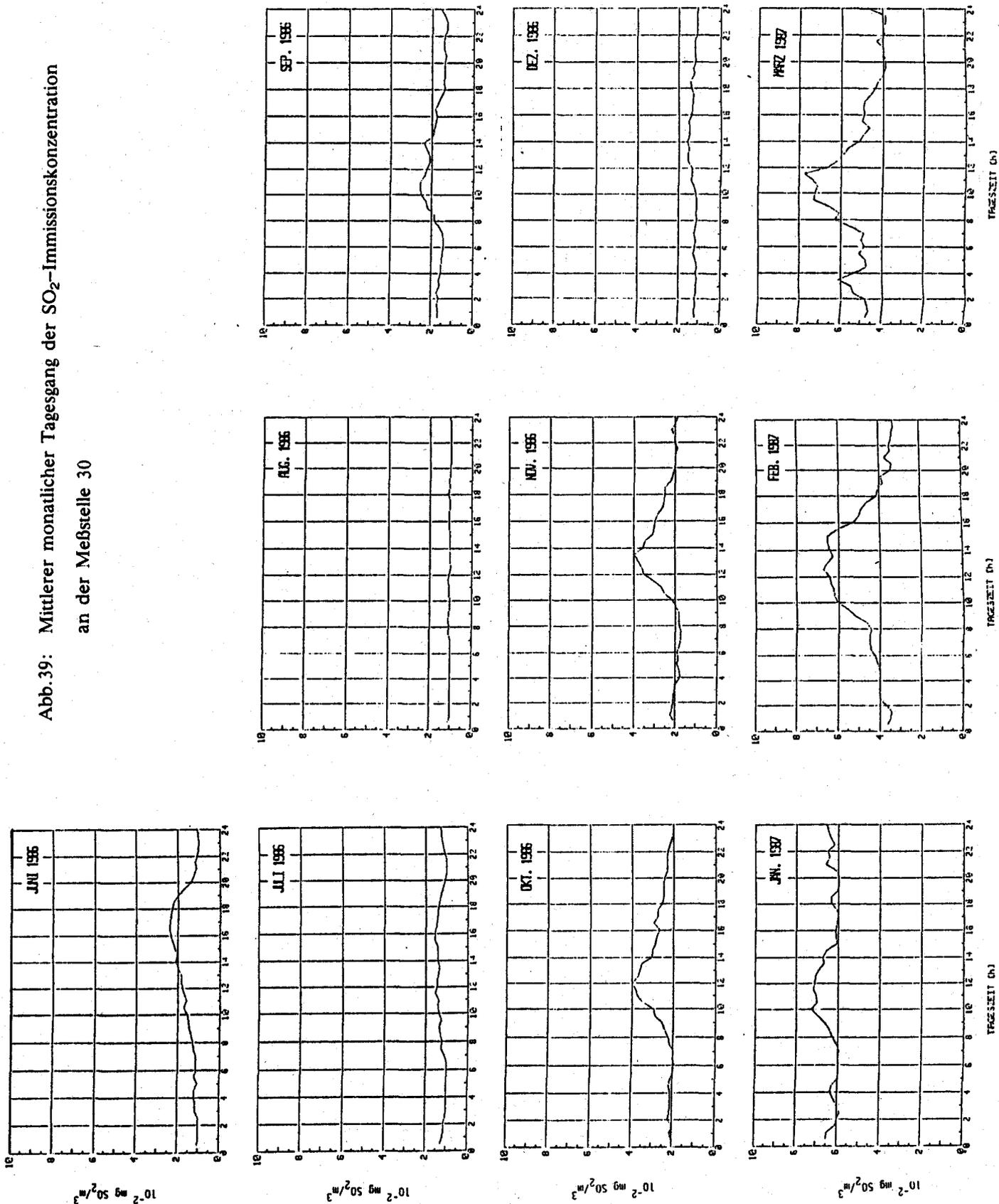


Abb. 39

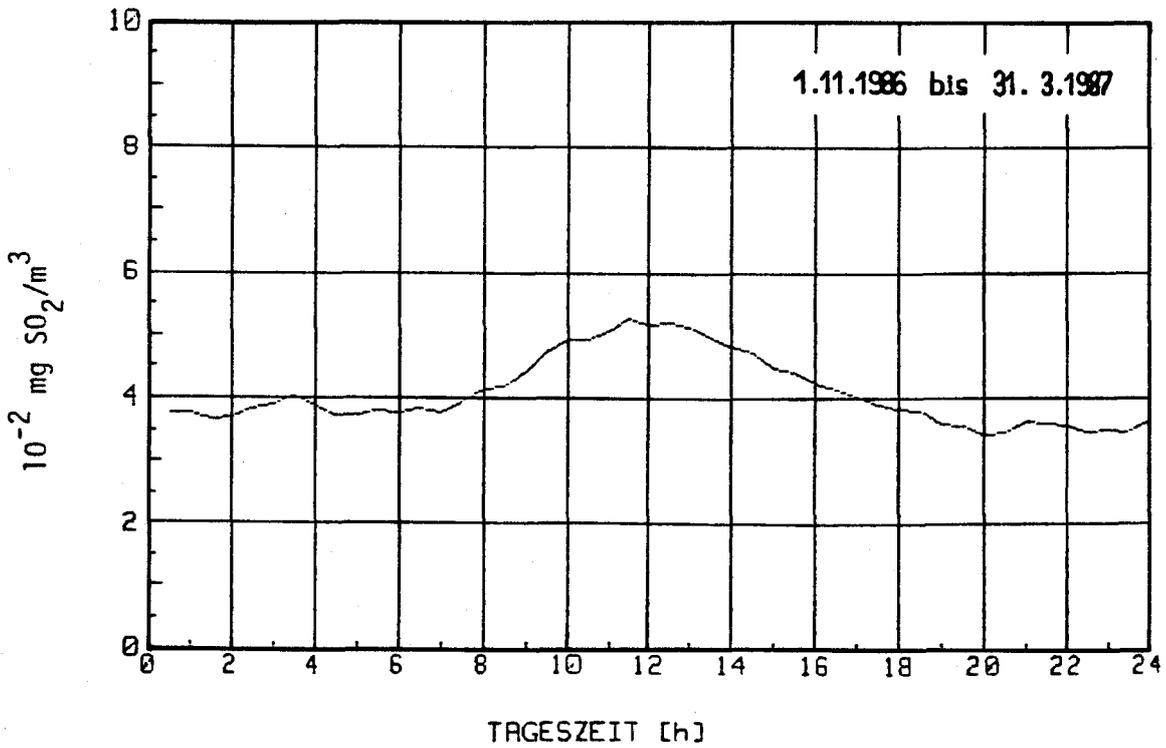
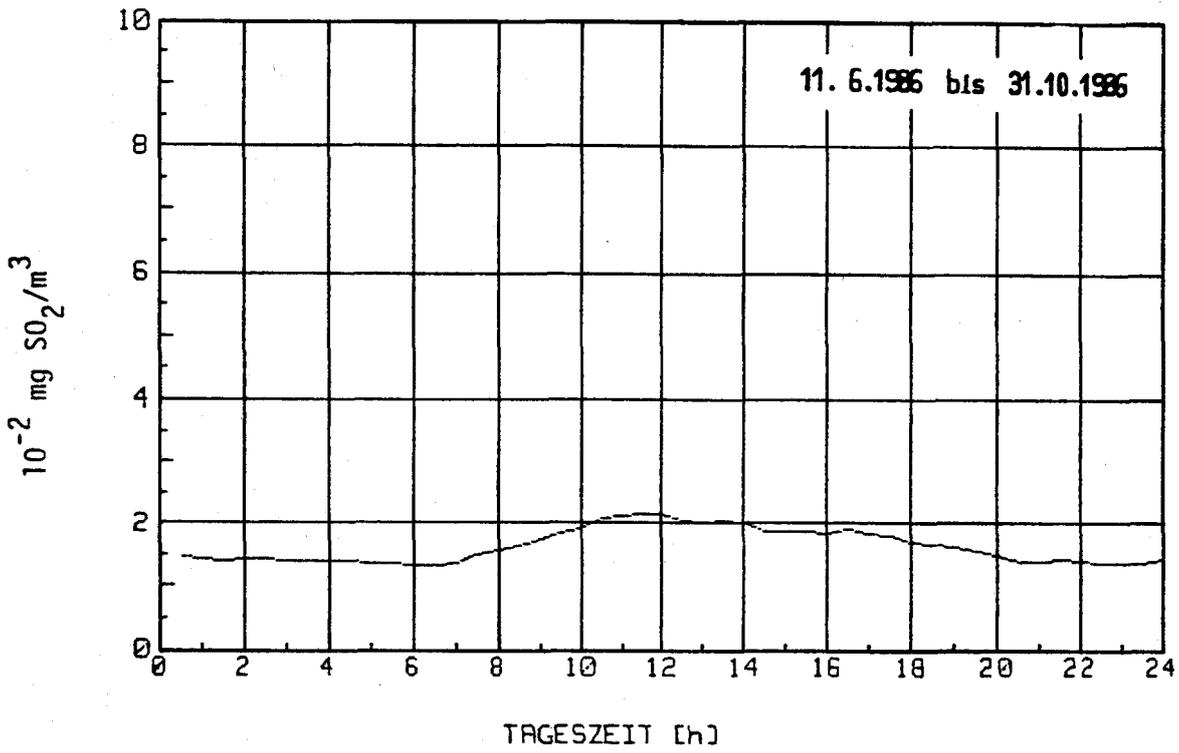


Abb.40

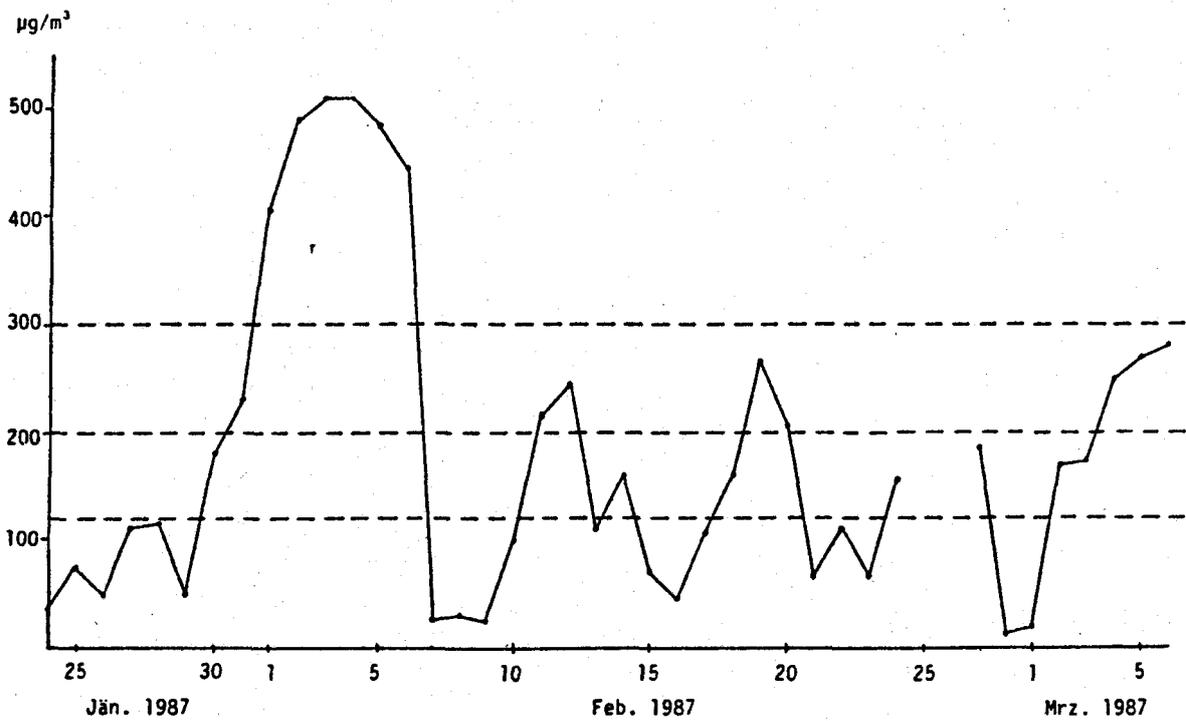
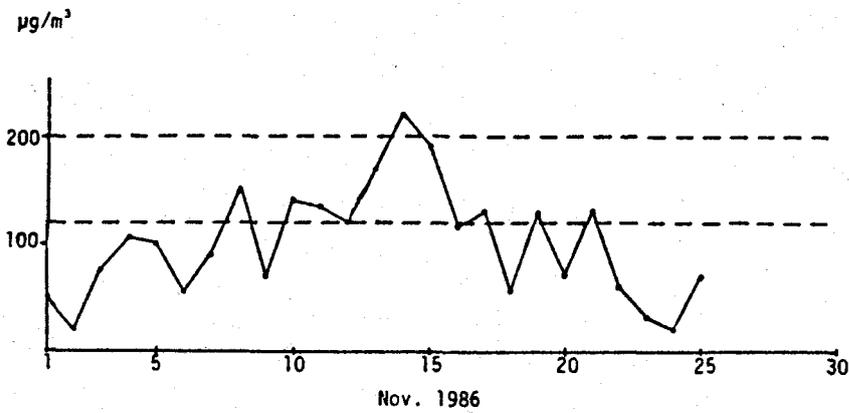
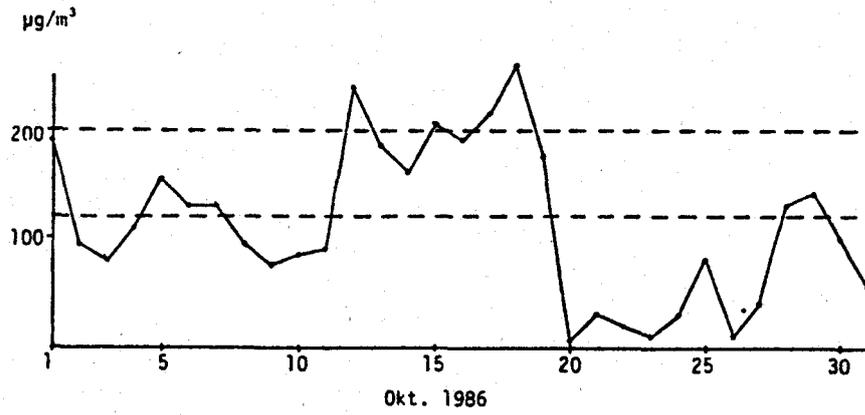


Abb.41: Tagesmittelwerte der Staubkonzentration

Das Verhältnis SO_2 /Staub variiert von Tag zu Tag - extrem vor allem bei dem "Jänner-Februar-Beispiel"; der 31.1. ist einer der seltenen Tage, an denen relativ hohe SO_2 -Konzentrationen relativ geringen Staubkonzentrationen gegenüberstehen, andererseits die Tage ab 4.2., an denen extrem geringen SO_2 -Werten sehr hohe Staubkonzentrationswerte gegenüberstehen. Dies kann möglicherweise auf eine stark verminderte SO_2 -Emission zurückzuführen sein, eventuell auch auf eine Reaktion des SO_2 zu Sulfaten, die somit als Sekundärstaub zu den hohen Staubkonzentrationen beitragen.

Um zu prüfen, inwieweit sich der Konzentrationsverlauf der SO_2 - und Staubimmission decken, wurde weiters für die jeweils acht Dreistundenmittelwertspaare SO_2 /Staub der einzelnen Tage die Korrelationsgeraden errechnet (s. Abb.45). Für acht Wertepaare, wie sie hier jeweils vorliegen, ist ein Korrelationskoeffizient größer 0,71 bei einer Wahrscheinlichkeit von 95% für den gleichartigen Verlauf signifikant. Eine hohe Korrelation kann durch einen gleichartigen Emissionsverlauf, durch Emissionen aus räumlich naheliegenden Quellen oder durch stark prägende meteorologische Verhältnisse bedingt sein. Bei nicht signifikanter Korrelation ist es unwahrscheinlich, daß die beiden Komponenten einen gleichartigen Emissionsverlauf aufweisen oder aus nahe beieinander liegenden Quellen stammen.

Für das "November-Beispiel" liegen die Korrelationskoeffizienten mit Ausnahme des 11.11. (hier beträgt er 0,70) zwischen 0,84 und 0,96, für das "Jänner-Februar-Beispiel" liegen sie für den 30.1., 1.2. und 6.2. zwischen 0,79 und 0,94, hingegen an den anderen Tagen zwischen 0,05 und 0,62. Das bedeutet, daß an Tagen mit hohen Korrelationen ($> 0,71$) die Schadstoffe möglicherweise aus ein und derselben Quelle stammen. Auf Grund der in Abschnitt 8.4 beschriebenen mobilen Messungen konnte das Werk der AMAG als ein beträchtlicher Emittent von SO_2 ausgewiesen werden. Die teilweise hohe Korrelation von SO_2 und Staub läßt annehmen, daß das Werk auch wesentlich zur Staubimmission beiträgt.

Der Vergleich der MMW für Staub in den Wintermonaten und Sommermonaten mit den entsprechenden Monatsmittelwerten für SO_2 (s. Tab.21) zeigt, daß die Staubbelastung im Vergleich zur SO_2 -Belastung im Sommer wesentlich weniger absinkt. Dies weist ebenfalls darauf hin, daß sie in erhöhtem Maß durch nicht jahreszeitlich schwankende Industrieemissionen bestimmt wird.

Der Ordinatenabschnitt der Korrelationsgeraden läßt sich als Vorbelastung interpretieren. Für das "November-Beispiel" ergibt sich solcherart im Mittel eine Vorbelastung von knapp unter 0,10 mg Staub/ m^3 (0,07). Eine ähnliche Vorbelastung errechnet sich für das "Oktober-Beispiel" (0,10) und zwei weitere Beispiele (10.2. bis 16.2. 1987, Vorbelastung von 0,05 und 17.2. bis 24.2. 1987, Vorbelastung von 0,09). Für das "Jänner-Februar-Beispiel" ergibt sich hingegen im Mittel eine Vorbelastung von 0,27 mg Staub/ m^3 ; am 4.2. 1987 wurde die höchste Vorbelastung mit 0,48 mg Staub/ m^3 ermittelt.

Somit zeigt sich für das "Jänner-Februar-Beispiel", daß die Immissionsbelastung durch Staub neben den lokalen Quellen (Werk der AMAG) in nennenswertem Umfang durch entfernter liegende Quellen bestimmt wird.

Eine genauere Abschätzung des Beitrages der AMAG zur Staubimmission kann mit den Ergebnissen dieser einen Meßstelle nicht durchgeführt werden.

Da die Ausbreitungsvorgänge in hohem Maße von meteorologischen Parametern abhängen, liegt es nahe, das Wettergeschehen während der genannten Perioden zu betrachten. Bemerkenswert ist, daß es im November in Verbindung mit einem Bodenhoch über Osteuropa eine schwach abgehobene Inversion mit einer Untergrenze in einer Höhe von mehr als 1000 m gab. Während der Tage im Jänner/Februar trat eine massive Bodeninversion

bzw. eine abgehobene Inversion mit einer Untergrenze von wenigen 100 m über Grund auf (es herrschte ein kontinentales Hochdruckgebiet). Während im Jänner/Februar vorwiegend N/NE-Winde herrschten, war im November die Windverteilung uneinheitlich. In allen Fällen brachte eine Störungsannäherung das Ende der hohen Immissionsbelastung.

In Abbildung 46 findet man in den beiden oberen Darstellungen die Windrichtungsverteilung, in den beiden unteren die mittlere SO_2 -Konzentration pro Windrichtung.

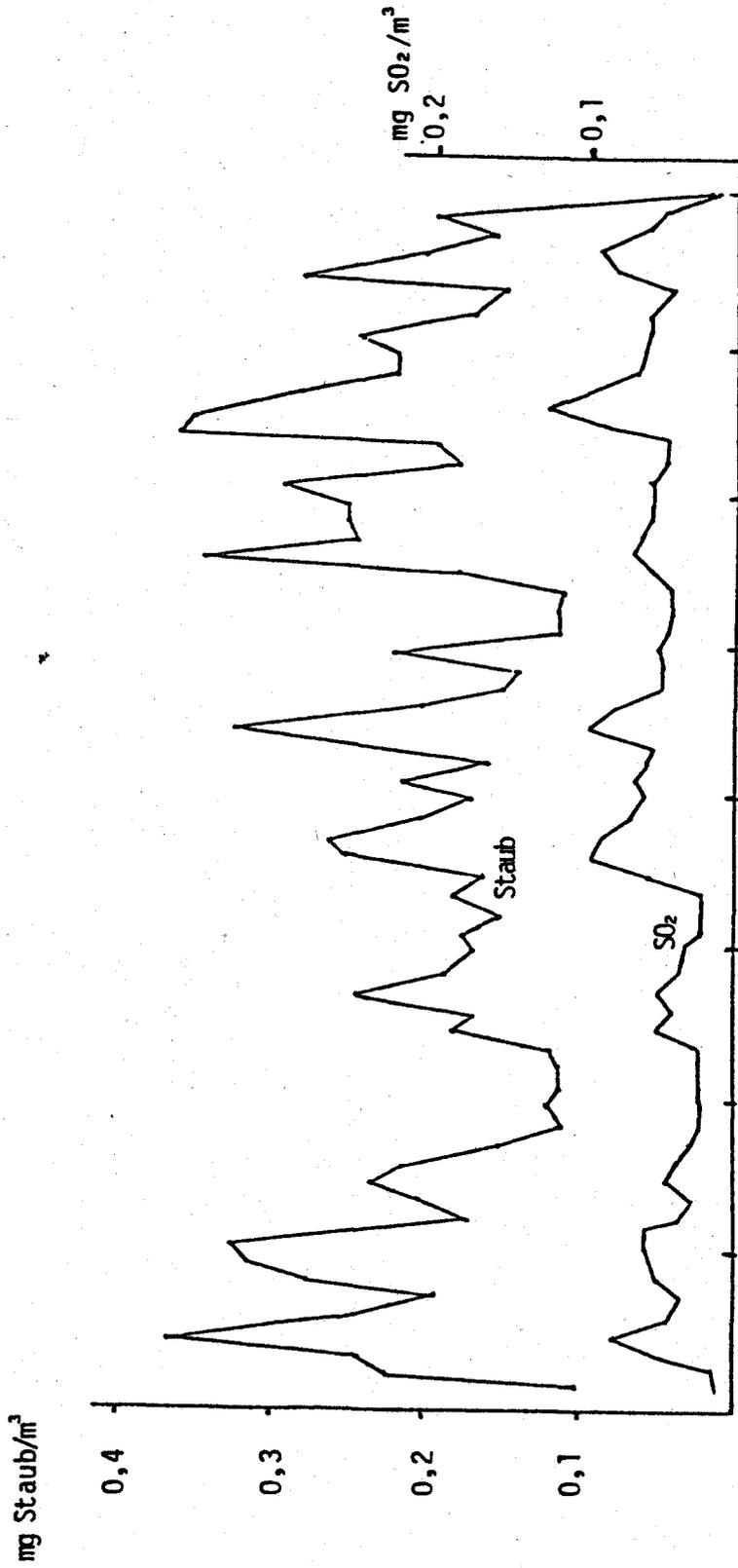


Abb.42

Abb.42: Dreistundenmittelwerte der Staub- und Schwefeldioxidkonzentration, 12.10. bis 19.10.1986

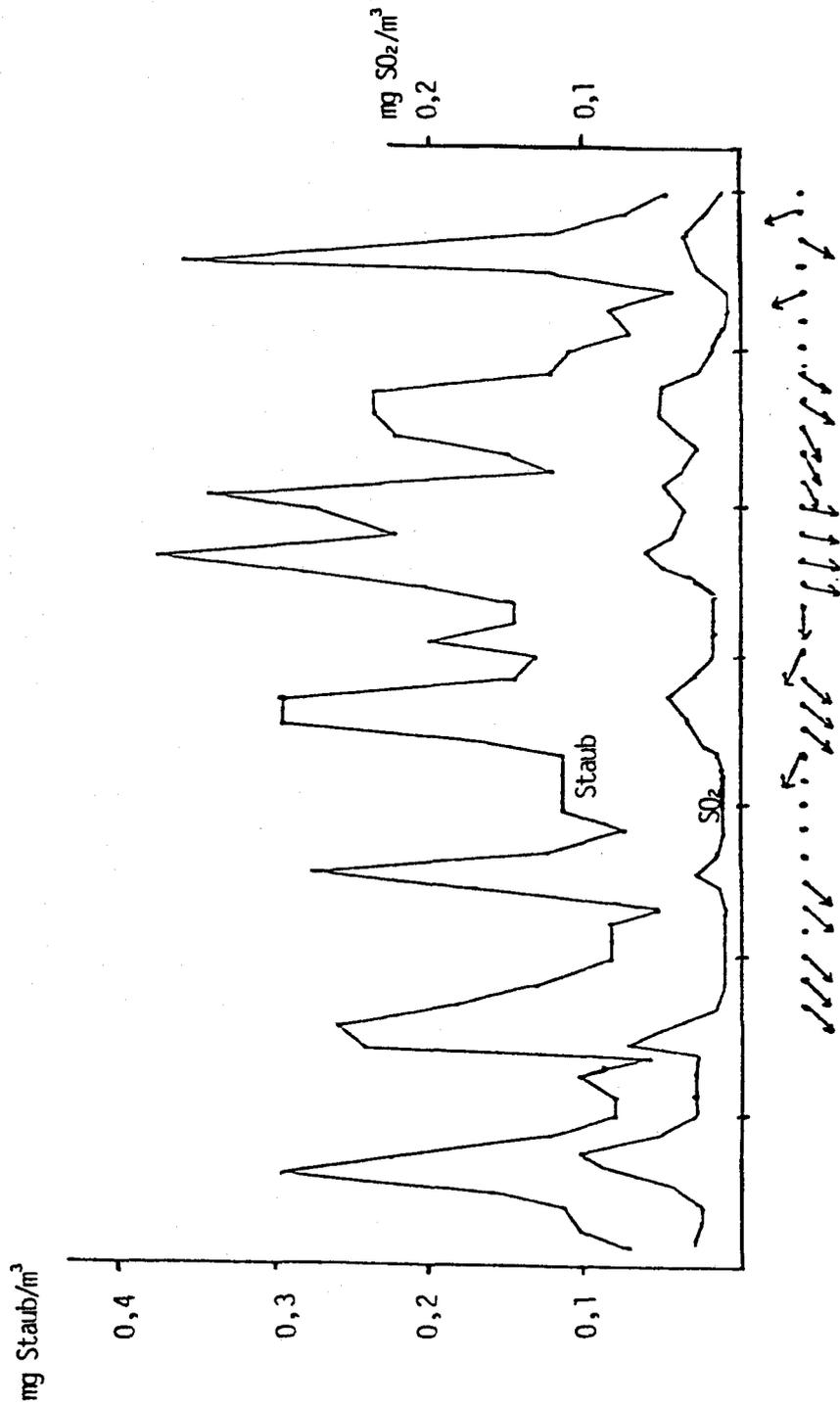


Abb. 43: Dreistundenmittelwerte der Staub- und Schwefeldioxidkonzentration und gleichzeitig herrschende Windrichtung 10.11. bis 16.11.1986

Abb.43

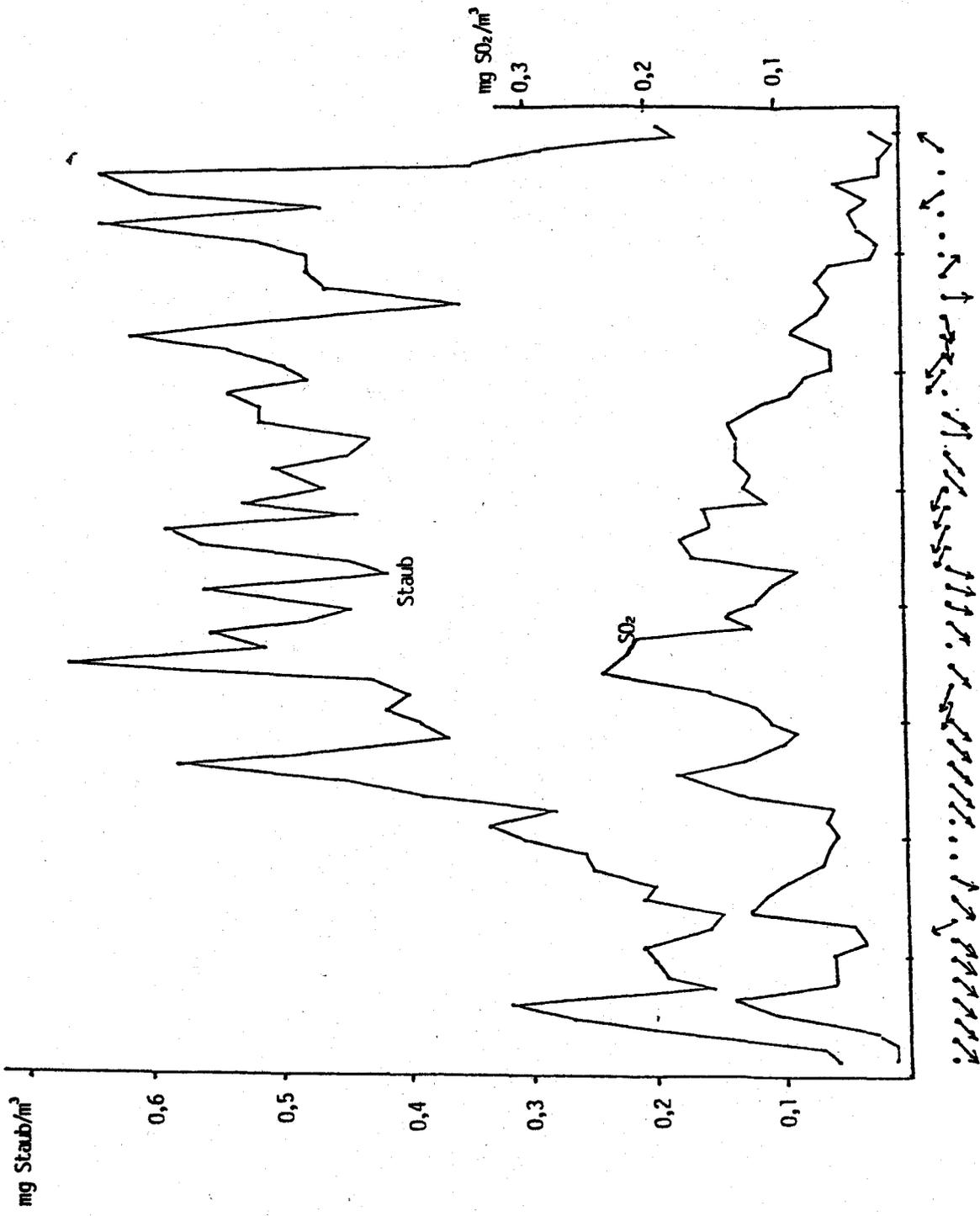


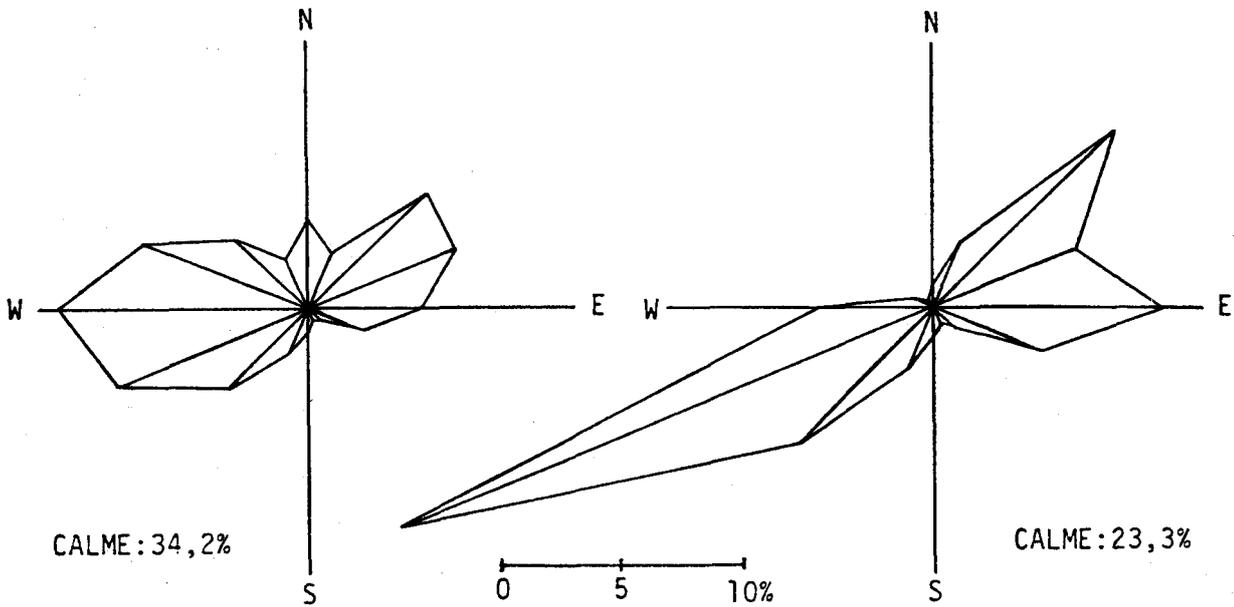
Abb.44

Abb.44: Dreistundenmittelwerte der Staub- und Schwefeldioxidkonzentration und Windrichtung 30.1. bis 6.2.1987

WINDRICHTUNGSVERTEILUNG
in Prozent

SOMMER 1986

WINTER 1986/87



MITTLERE SO₂ - KONZENTRATION PRO WINDRICHTUNG
angegeben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

SOMMER 1986

WINTER 1986/87

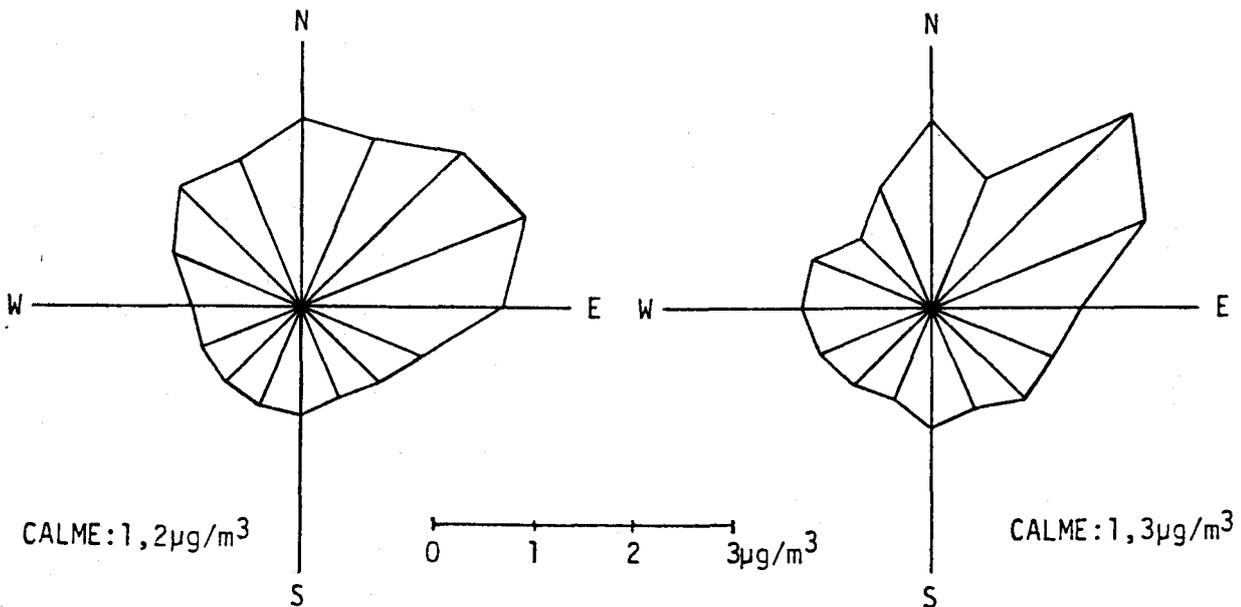


Abb.46: Windrichtungsverteilung und mittlere SO₂-Konzentration an der Meßstelle 30

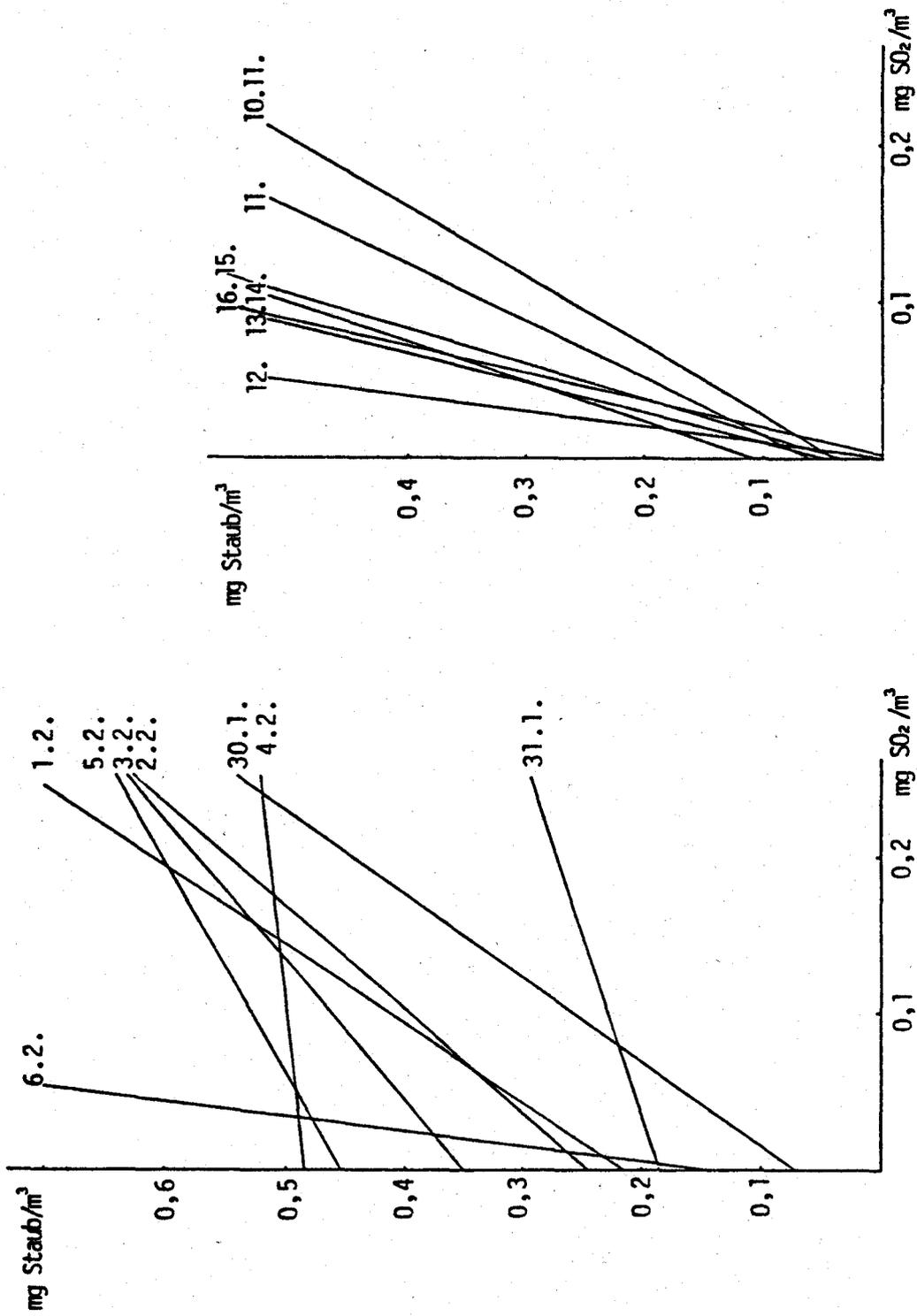


Abb. 45

Abb. 45: Korrelationsgeraden der Dreistundenmittelwerte Schwefeldioxid-/Staubkonzentration

Der Geber für Windrichtung und Windgeschwindigkeit war nahe der Meßstelle Aberlbauer auf einem 10 m hohen Teleskopmast montiert.

Es ergibt sich, daß sowohl im Sommer als auch im Winter bei Winden aus NE bzw. ENE (Häufigkeit je Richtung ca. 13 bis 15%) – jenem Sektor, aus dem Emissionen vom Werk in Richtung Meßstelle 30 getragen werden können – im Mittel gesehen die höchsten SO₂-Konzentrationen auftreten, gefolgt von jenen Konzentrationen, die bei den seltener vorkommenden Winden aus N/NNE (Häufigkeit ca. 6% bzw. 3%) aus Richtung Braunau auftreten.

Der relative Konzentrationsunterschied zwischen höchster und geringster Belastung beträgt bei ENE-/SSE-Winden im Sommer 240%, bei NE-/SSW- bzw. NW-Winden im Winter 280%. Da die Nachweisgrenze des verwendeten Meßgerätes bei 10 µg SO₂/m³ liegt und gemäß Tabelle 22 sich zumindest 25% der Werte unter dieser Grenze befinden, ist anzunehmen, daß der tatsächliche relative Unterschied noch höher ist. Damit im Einklang steht, daß der relative Unterschied im Sommer um 40% geringer als im Winter ist, liegen doch im Sommer 50% der HMW unter der Nachweisgrenze. Auf Grund des Hausbrandes wäre nämlich zu erwarten, daß der relative Unterschied im Winter geringer ist als im Sommer. Die Auswertung zeigt somit, daß das Werk der AMAG einen wesentlichen Beitrag zur SO₂-Immissionsbelastung beim Aberlbauer liefert.

8.3 Beurteilung der Schwefeldioxid-/Staubimmissionskonzentration anhand von Grenzwerten

In Tabelle 25 wird zunächst eine Zusammenstellung der maßgeblichen SO₂-Werte gegeben, um die Meßergebnisse nach der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen beurteilen zu können.

Tab.25: Maßgebliche Daten für die Beurteilung nach der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen

	mg SO ₂ /m ³		
	97,5-Perzentil der HMW	HMWmax	TMWmax
Juni 1986	0,04	0,04	0,02
Juli	0,03	0,06	0,02
August	0,02	0,03	0,02
September	0,05	0,20*	0,05
Oktober	0,09*	0,13	0,07*
November	0,07	0,17	0,06
Dezember	0,03	0,09	0,03
Jänner 1987	0,22*	0,33*	0,20*
Februar	0,17*	0,27	0,16*
März	0,18*	0,35*	0,14*

* Verletzung des entsprechenden Immissionsgrenzwertes

Es ergibt sich, daß in 2 von 5 mit Messungen belegten Sommermonaten und in 3 der 5 Wintermonate die Immissionsgrenzwerte überschritten werden, wobei die Verletzung der Immissionsgrenzwerte im Jänner und März am schwerwiegendsten waren.

Während nach der 2. Forstverordnung das SO₂ in seiner Wirkung alleine beurteilt wird, wird es nach der Empfehlung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften gemeinsam mit der gleichzeitig herrschenden Staubkonzentrationen beurteilt. Das Ergebnis nach dieser Beurteilung wird in Tabelle 26 dargestellt.

Es ist zu entnehmen, daß

- im Sommer die wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen für Zone 1 in 20% der Tage, für Zone 2 in knapp 3% (lediglich durch Staub verursacht) überschritten werden,
- im Winter die wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen für Zone 1 in 30% der Tage, die Bedingungen für Zone 2 in knapp 13% und für Zone 3 in 4% (wieder nur durch Staub verursacht) verletzt werden,
- die meisten Verletzungen den Staub-TMW betreffen,
- im Sommer wie im Winter die Verletzung der SO₂-HMW-Gebote jene des TMW-Gebotes übertrifft.

Im Vergleich zu Tabelle 25 zeigt sich, daß nach der Beurteilung gemäß der Österreichischen Akademie der Wissenschaften auch in den Monaten Juni und Juli - aufgrund der Staubbelastung - eine Grenzwertverletzung vorlag und im November nicht nur aufgrund der Staubbelastung, sondern auch infolge der SO₂-Belastung.

Eine Auswertung der fünf höher belasteten Perioden gemäß der Immissionsschutzvereinbarung Art. 15a B-VG, Anlage 1 zeigt eine einzige Überschreitung, und zwar am 2.2. 1987. Der SO₂-MW3 betrug 0,24 mg/m³, der des Staubes 0,87 mg/m³; somit übersteigt der Summenwert von 1,11 mg/m³ den Grenzwert von 0,80 mg/m³ deutlich.

Tab.26: Überschreitung der Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften
Angaben in Prozent

Monat	Zone	HMW u. TMW SO ₂	TMW SO ₂	TMW Staub	Gesamt
Juni 86	1	0	0	5,0	5,0
Juli	1	0	0	1,0	1,0
August	1	0	0	0	0
September	1	13,3	0	13,3	23,3
Oktober	1	32,3	19,4	45,2	58,1
	2	0	0	12,9	12,9
Sommer*	1	9,8	4,2	15,4	20,3
	2	0	0	2,8	2,8
November	1	6,7	0	30,0	23,3
	2	0	0	3,3	3,3
Dezember	1	0	0	Ausfall	
Jänner 87	1	38,7	32,2	6,5**	38,7
	2	12,9	0	3,2**	16,1
Februar	1	17,9	14,3	50,0	50,0
	2	3,6	0		
	3	0	0	21,4	21,4
März	1	40,0	26,7	16,7	40,0
	2	3,3	0	10,0	13,3
Winter*	1	20,7	14,7	20,0	30,0
	2	4,0	0	10,0	12,7
	3	0	0	4,0	4,0

*) Die Auswertung für den Sommer beruht auf 143 Tagen, die des Winters auf 150 Tagen.

***) Ausfall bis 27.1.

Eine Auswertung der fünf höher belasteten Perioden gemäß der Studie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften ergibt, daß die Zahlenwerte für

die Vorwarnstufe	17 mal,
die Warnstufe	1 mal und
die Alarmstufe	1 mal

überschritten wurden. Diese Überschreitungen bedeuten jedoch nicht, daß damit eine Smogsituation vorliegt; sieht doch die Studie vor, daß diese Überschreitungen gleichzeitig zumindest an einer weiteren Meßstelle auftreten müssen bzw. daß eine Andauer der Überschreitungen von zumindest 24 bzw. 12 Stunden zu erwarten ist. Es wird darauf hingewiesen, daß die festgestellten Überschreitungen in hohem Maße durch die Staubbelastung zustande kommen; beträgt doch der höchste MW3 von SO₂ nur 0,23 mg/m³. Im Vergleich dazu beträgt der MW3 entsprechend der Studie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für die Vorwarnstufe für SO₂ 0,40 mg/m³ (dieser Wert kommt jedoch nur bei gleichzeitig festgestellten Staubwerten kleiner 0,20 mg/m³ zur Anwendung).

8.4 Mobile Messungen der Schwefeldioxidkonzentration

Zweck mobiler Messungen ist es, den räumlichen Ausbreitungsbereich einer Quelle durch Bestimmung der momentanen Immissionskonzentration zu erfassen. Dazu wird – je nach meteorologischen Gegebenheiten – versucht, den Ausbreitungskegel der Abgasfahne zu finden.

Im Anhang D werden die Meßergebnisse mit allen erforderlichen Angaben in tabellarischer Form sowie eine Legende zu jeder der Fahrten wiedergegeben. Weiters finden sich in den Abbildungen D1 bis D15 die Fahrtrouten.

Die mobilen Messungen erfolgten am

- 7. April 1986 von 14.45–20.55 SOZ (Abb.D1)
- 8. April 1986 von 7.30–19.50 SOZ (Abb.D2–D5)
- 9. April 1986 von 7.40–20.15 SOZ (Abb.D6–D9)
- 7. Oktober 1986 von 14.25–18.45 MEZ (Abb.D10)
- 8. Oktober 1986 von 10.00–11.50 MEZ (Abb.D11)
- 15. Oktober 1986 von 12.30–18.30 MEZ (Abb.D12–D13)
- 16. Oktober 1986 von 9.30–13.00 MEZ (Abb.D14–D15).

Wiederholte Male wurde auch durch die Ortschaft Ranshofen gefahren – die dort vorgefunden Werte waren nie höher als die der Umgebung. Dies zeigt, daß zu den Zeiten der Meßfahrten der lokale Hausbrand zu keiner feststellbaren Erhöhung der Immission im Ortsbereich beitrug.

Aus der Fülle der Ergebnisse seien hier zwei näher erläutert. Zunächst soll ein Detailergebnis vom 8. April 1986 diskutiert werden: Während in der Zeit von ca. 12.00 bis 12.35 (Abb.47) bei niederschlagsfreier Witterung Windrichtungen zwischen N und NNW (erste Phase) auftraten, dreht der Wind ab 12.40 mehr auf NNE und NE (Abb.48; zweite Phase). Außerhalb des vom Wind beaufschlagten Gebietes treten in der ersten Phase Momentanwerte von knapp über 50 µg SO₂/m³ auf; innerhalb des Ausbreitungskegels konnten in der Hauptwindrichtung jedoch bis 100 µg SO₂/m³ (somit ein Immissionsbeitrag des Werks um 50 µg/m³) in einer Entfernung von etwa 4 km vom Werk festgestellt werden.

In der zweiten Phase treten außerhalb des Ausbreitungskegels wieder Werte um knapp über $50 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ auf, innerhalb jedoch am Sportplatz (Entfernung vom Werk ca. 500 m) über $260 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (Immissionsbeitrag des Werks etwa $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$), beim Aberlbauer (Entfernung 1.300 m) $105 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (Beitrag $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und im Wald südwestlich des Werks (Entfernung rund 1.500 m) $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Beitrag $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Das zweite Beispiel (Abb.49) bringt die Meßergebnisse vom 16. Oktober 1986, 10.55 bis 13.00 Uhr. Hier werden die vorgefundenen Immissionskonzentrationen durch Isolinien beschrieben, welche die Größe und Form der durch das Werk beaufschlagten Fläche wiedergeben. Die für SO_2 erhaltenen Isolinien entsprechen in ihrer Form denen der Fluoriddeposition. In Abhängigkeit von der Entfernung ergeben sich folgende Werksbeiträge:

in 1,0 km Entfernung	$40 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$,
in 3,9 km Entfernung	$20 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$,
in 5,0 km Entfernung	$10 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Zusammenfassend zeigen die mobilen Messungen eindeutig, daß das Werk der AMAG zu einer deutlichen Erhöhung der SO_2 -Immission beiträgt, wobei in Abhängigkeit von der Entfernung folgende maximale Immissionsbeiträge basierend auf den sieben Meßtagen aufgetreten sind:

in 0,4 km Entfernung	$240 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$,
in 2,0 km Entfernung	$210 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$,
in 2,7 km Entfernung	$150 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ und
in 5,0 km Entfernung	$95 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Abschließend soll nochmals darauf hingewiesen werden, daß diese Werte keine Halbstundenmittelwerte, sondern Augenblickswerte sind, anhand derer man die Gebiete abgrenzen kann, die von Immissionsbeiträgen des Aluminiumwerks betroffen sind.

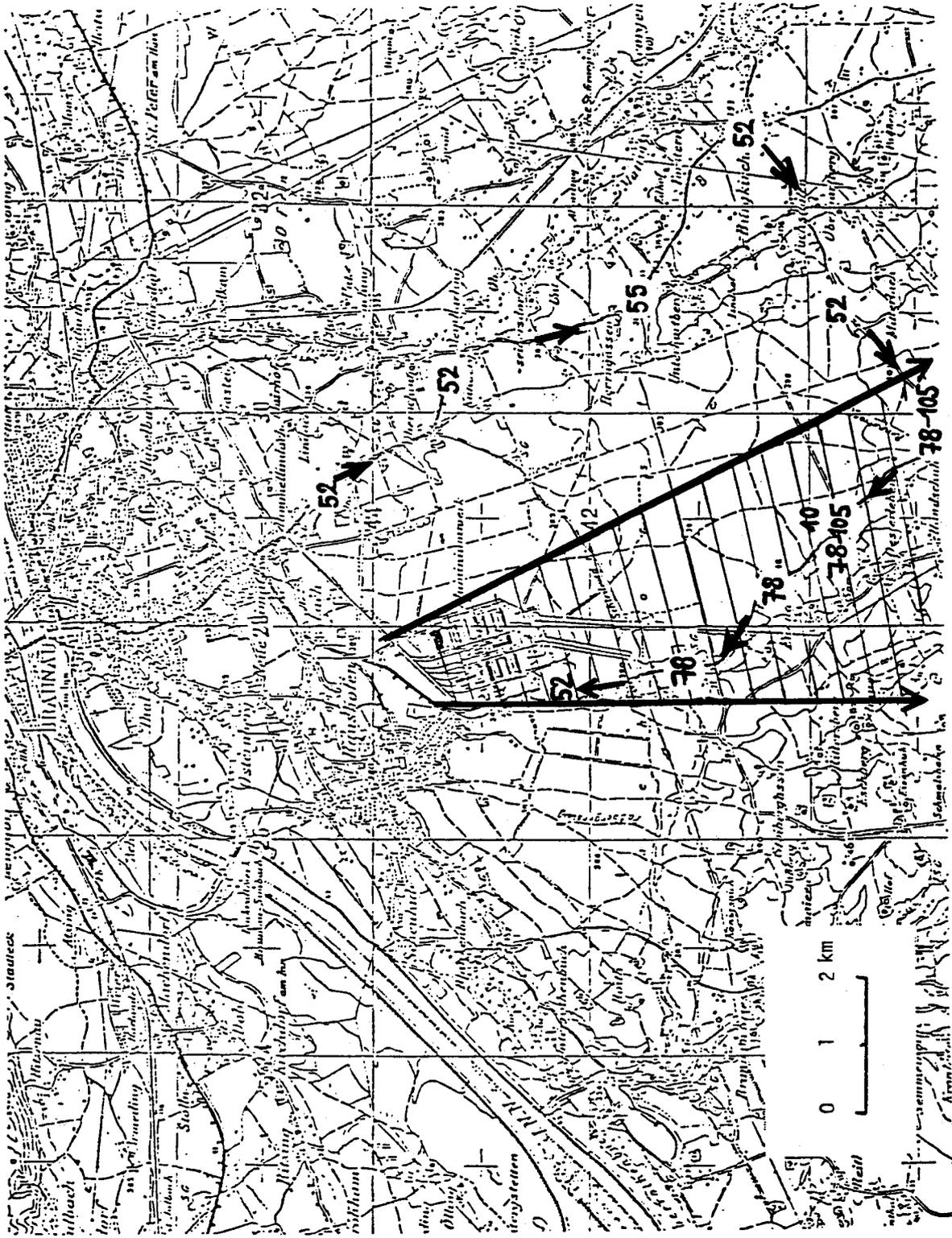


Abb. 47: Ergebnisse der mobilen SO₂-Messungen in µg/m³ vom 8.4.1986, 12.00-12.35 SOZ

Abb. 47

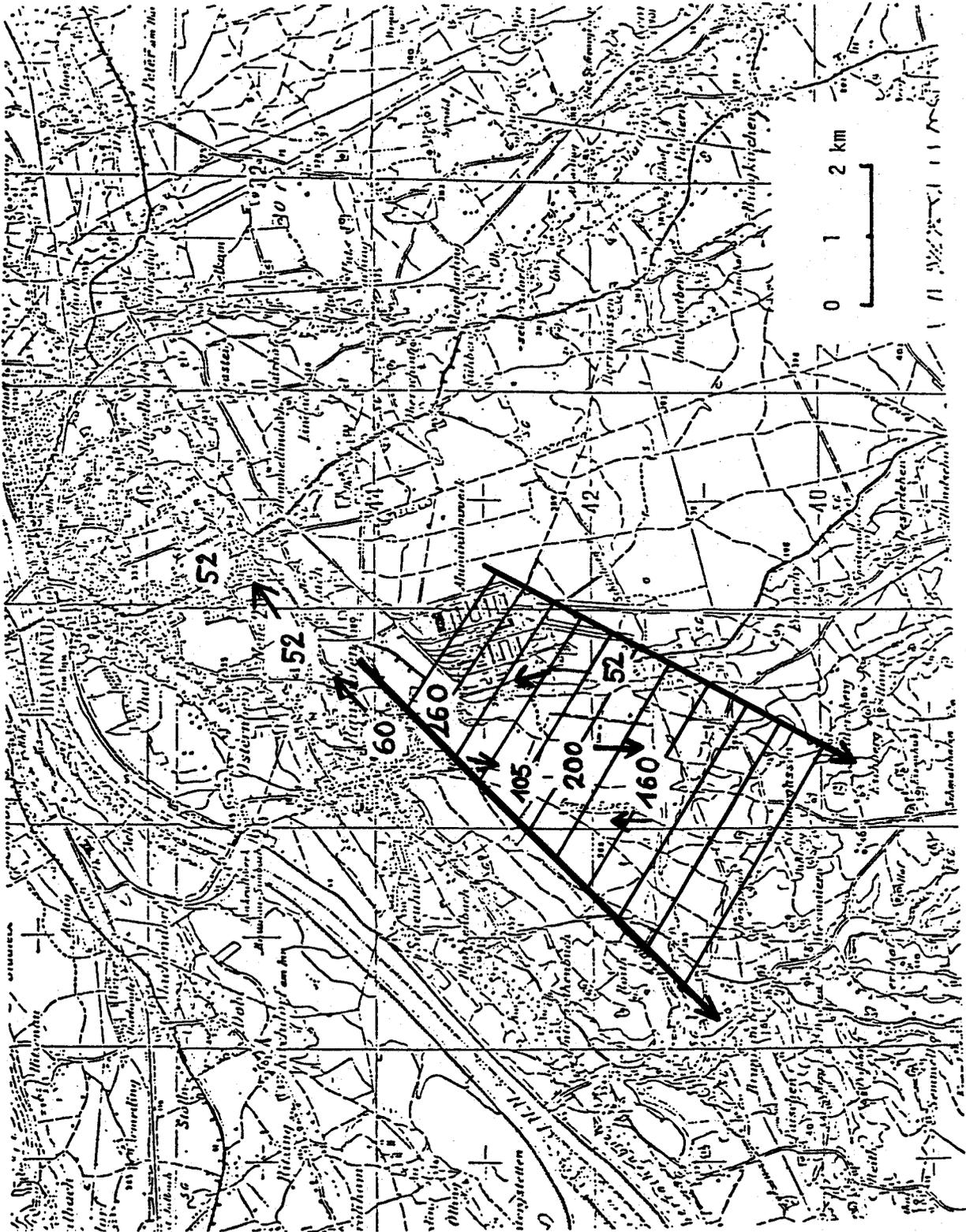


Abb.48

Abb.48: Ergebnisse der mobilen SO₂-Messungen in µg/m³ vom 8.4.1986, 12.00-14.00 SOZ

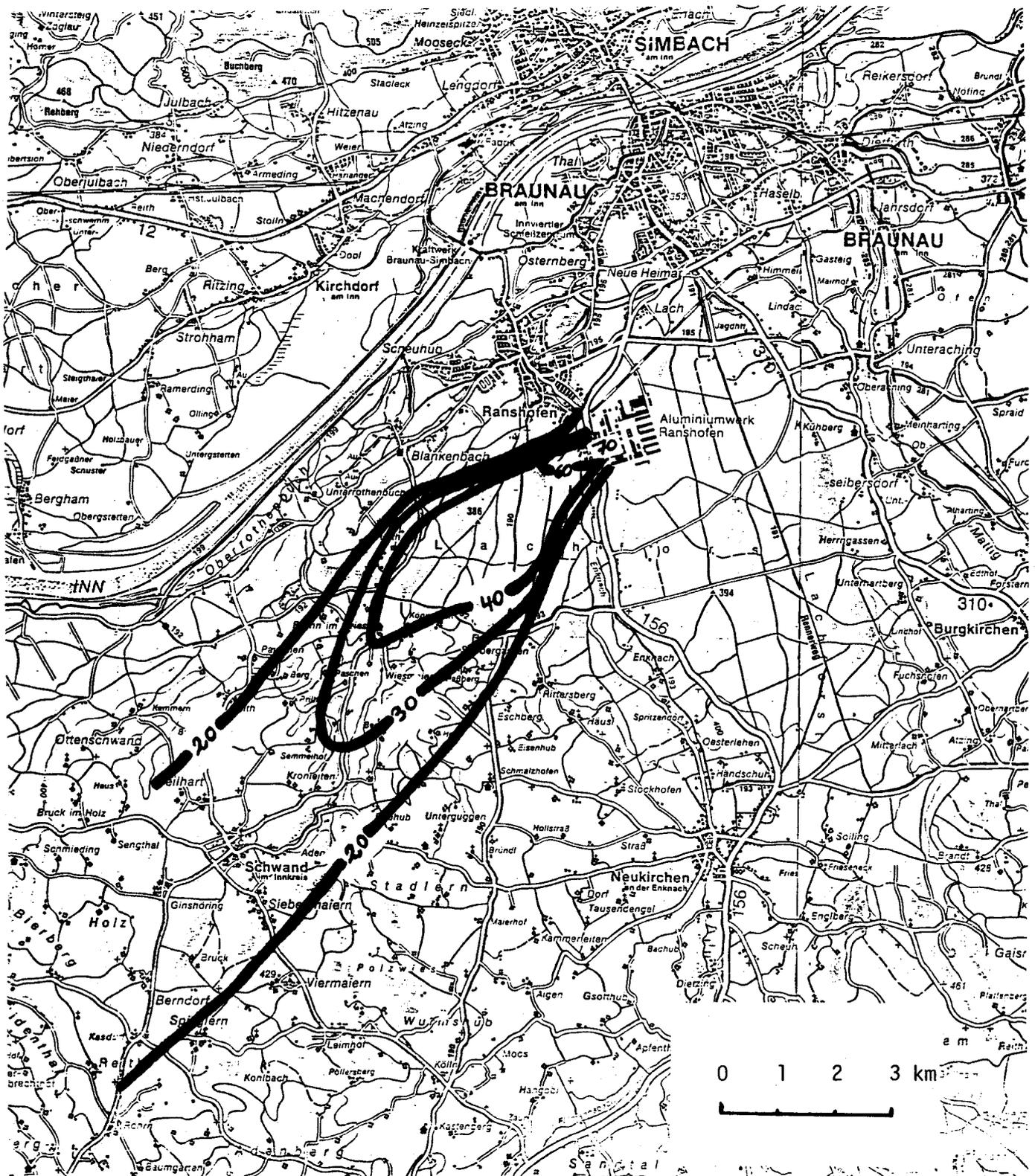
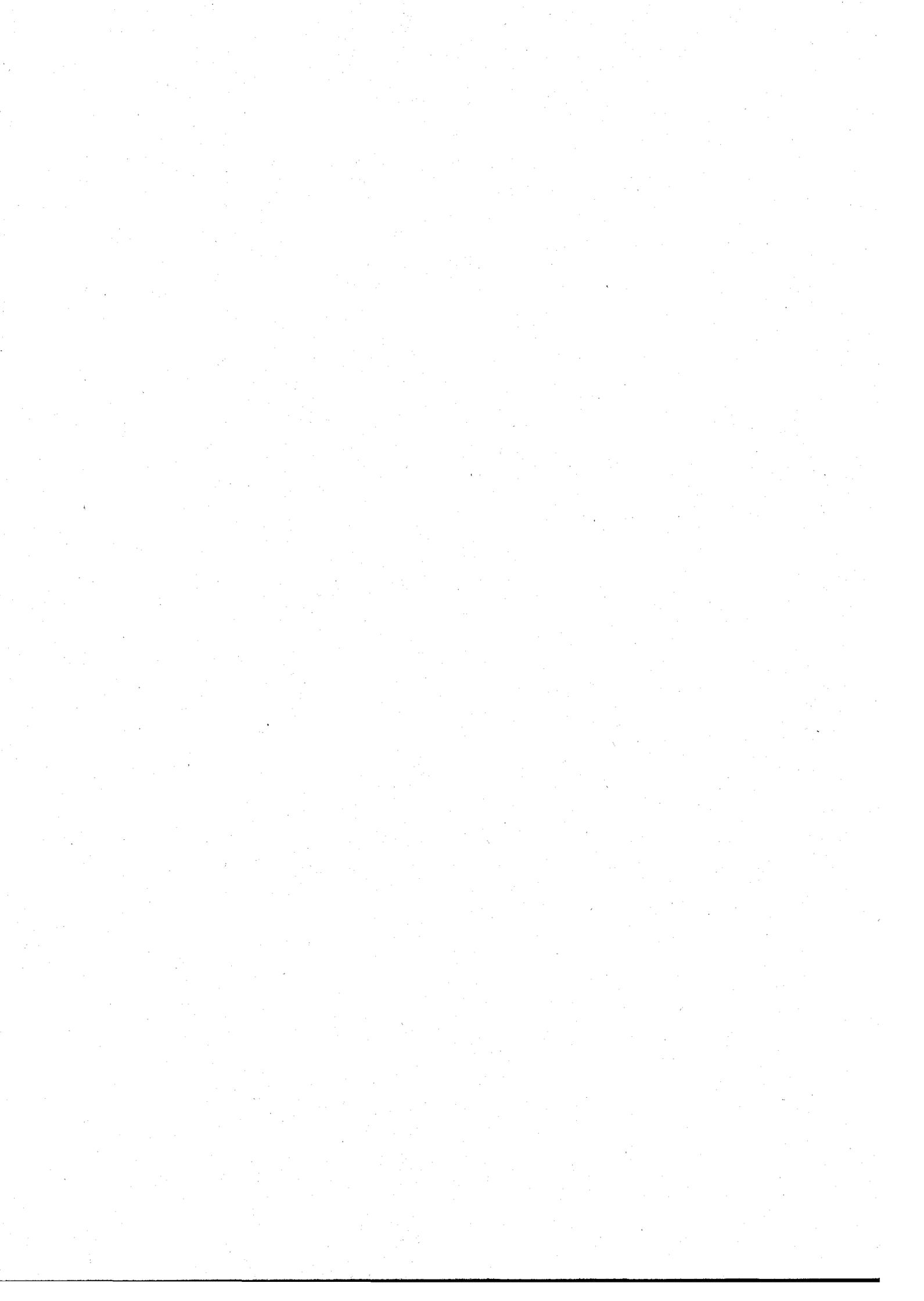


Abb.49: Ergebnisse der mobilen SO₂-Messungen in µg/m³ vom 16.10.1986, 10.55–13.00 MEZ



9 PROJEKT DES NEUBAUS DER ELEKTROLYSEANLAGE

Die als Ersatz für die alte Elektrolyse geplant gewesene Neuanlage hätte nach dem Wissensstand vom Frühjahr 1987 etwa 0,6 kg Fluorid pro Tonne Aluminium emittieren sollen (dzt. 2,8 kg/t Al). Die Neuanlage hätte somit hinsichtlich der HFEmissionen dem heutigen Stand der Technik entsprochen. Die Elektrolyse wäre für etwa dieselbe Jahresproduktion wie die Altanlage ausgelegt worden (dzt. 84.000 t), der Einhausungsgrad hätte 97,5% betragen (dzt. 80-85%). Dadurch wären die Emissionen aus den Hallen von derzeit 170 t HF/Jahr auf rund 30-40 t HF/Jahr vermindert worden. Die Betreuung der Zellen wäre vollautomatisch geschehen.

Durch die geplante Anwendung eines trockenen Abgasreinigungsverfahrens wären die Probleme, die wasser- und abwasserseitig durch die bestehende Naßwäsche entstehen, vermindert worden. Allerdings rechnete man damit, daß sich die Emissionen von SO₂ aus der Elektrolyseanlage infolge der Umstellung von Naßreinigung auf Trockenreinigung um das Fünf- bis Sechsfache erhöhen würden, wenn nicht diesbezüglich zusätzliche emissionsmindernde Maßnahmen gesetzt worden wären. Da die Rauchgasreinigung SO₂ nicht erfaßt hätte, wäre daher das gesamte SO₂-Rohgas in die Umgebung abgegeben worden.

Eine Zusammenstellung der Emissionsdaten der geplant gewesenen neuen Elektrolyse findet sich in Tabelle 27.

Tab.27: Emissionsdaten Neue Elektrolyse Ranshofen (tlw. aus VDI 2286, Entwurf (19))

Jahresproduktion	85.000	t Al/a
Abgasmenge Kamin	900.000	Nm ³ /h
Abgasmenge Hallen	9.000.000	Nm ³ /h
Abgastemperatur Kamin	80 K - 100 K über Lufttemp.	
Abgastemperatur Hallen	15 K über Lufttemp.	
Schornsteinhöhe	?	
	(bei vergleichbaren Anlagen 60m)	
Emissionshöhe Hallen	20	m
<u>Emissionsmassenströme</u>		
Staub gesamt	5	kg/t Al
	45	kg/h
Staub Kamin	2	kg/t Al
	27	kg/h
Staub Hallen	3	kg/t Al
	18	kg/h
Fluorid gesamt	0,6	kg/t Al
	5,7	kg/h
gasf. Fluorid gesamt	4,75	kg/h
gasf. Fluorid Kamin	0,95	kg/h
gasf. Fluorid Hallen	3,8	kg/h
staubf. Fluorid gesamt	0,95	kg/h
staubf. Fluorid Kamin	0,15	kg/h
staubf. Fluorid Hallen	0,8	kg/h
SO ₂ gesamt	10,8	kg/t Al
	100	kg/h
SO ₂ Kamin	95	kg/h
SO ₂ Hallen	5	kg/h

Die neue Anlage hätte außerhalb des derzeitigen Werksgeländes, jedoch auf Grundstücken, die in Werksbesitz sind, errichtet werden sollen. Die Anlage – bestehend aus zwei Hallen, je rund 380 m lang – wäre anschließend an den östlichen Rand des derzeitigen Betriebsgeländes errichtet worden. Zwischen den beiden Hallen hätte ein Kamin gebaut werden sollen, dessen Höhe noch nicht endgültig feststand. Der Energiebedarf wäre bei etwa 14 kWh pro kg Rohaluminium gelegen (jetzt 16 kWh/kg Al).

Während bei der Altanlage selbstbackende Elektroden verwendet werden und die daraus entstehenden Emissionen zusammen mit anderen Schadgasen aus der Elektrolyse abgegeben werden, wären in Verbindung mit der neuen Elektrolyse vorgebrannte Elektroden verwendet worden. Dazu wäre die Errichtung eines Anodenbrennofens notwendig gewesen; ein Teil der Emissionen aus der Elektrolyse hätte sich damit auf den Brennofen verlagert. Die SO₂-Emissionen dieses Anodenbrennofens wären durch den Einsatz von Petrolkoks mit verschieden hohem Schwefelgehalt sehr variabel gewesen.

Einen nicht zu unterschätzenden Beitrag zur SO₂-Immission liefern die Emissionen des Kesselhauses. Der Betrieb des Kesselhauses wäre auch nach der Errichtung der neuen Elektrolyse unverändert weitergegangen. Die maximalen Immissionskonzentrationen sind in Abbildung 17 dargestellt.

Die Abschätzung der Immissionskonzentration von Fluorid, SO₂ und Staub, die durch die Errichtung der Neuanlage hervorgerufen worden wären, ist im Abschnitt 10.1 dargestellt.

10 IMMISSIONSSITUATION NEUANLAGE

10.1 Ausbreitungsrechnung

10.1.1 Allgemeines

Die Berechnung der Immissionsbeiträge, die durch die Emissionen der Neuanlage hervorgerufen worden wären, erfolgte in Analogie zur Altanlage nach dem in Abschnitt 5.1 erläuterten Gauß-Modell für die Windgeschwindigkeiten 1, 2, 3, 5 und 10 m/s. Die Konzentrationsverteilung für die Ausbreitungsklassen 6 und 7 (mäßig stabil und stark stabil) wurde so wie bei der Altanlage nicht dargestellt, da die Emissionsverhältnisse der Neuanlage nicht grundlegend anders gewesen wären als bei der Altanlage; auch die Neuanlage hätte eine Kombination aus Flächenquellen mit niedriger Emissionshöhe und einer Punktquelle mit großer Emissionshöhe dargestellt (s. Abschnitt 9). Die Berechnungen wurden für die Schadstoffe Fluorid (gasförmig), SO₂ und Staub durchgeführt. Abgebildet werden nur die Ergebnisse für die Windgeschwindigkeiten 1 m/s und 3 m/s, weil in 56% der auftretenden Fälle die Windgeschwindigkeit in diesem Bereich liegt. Die Ergebnisse beinhalten nur den jeweiligen Immissionsbeitrag und stellen daher keine zu erwartende Gesamtbelastung dar. Um diese zu erhalten, wäre der jeweilige Betrag der Vorbelastung zu addieren.

Die Emissionen aus dem Kamin werden im Unterschied zur Altanlage als warme Quelle behandelt, da die Abgastemperatur über 50 °C gelegen wäre, was zu einer beträchtlichen Schornsteinüberhöhung führen kann. Für die Emissionen aus den Hallen wurde keine Überhöhung angenommen.

Die geplant gewesene Lage von Hallen und Kamin bzw. die Simulation der Flächenquelle durch 26 gedachte Punktquellen ist aus Abbildung 50 zu ersehen. Das Gitternetz als Grundlage für die Berechnung der Immissionsverteilung ist in Abbildung 51 dargestellt. Der Nullpunkt ist derselbe wie der bei der Berechnung der Altanlage. Damit ist es möglich, die berechneten Immissionskonzentrationen für Westwind für die Alt- und Neuanlage an einem bestimmten Aufpunkt direkt zu vergleichen; für Ostwinde gilt dieser Vergleich nicht, da der Emissionsschwerpunkt der Neuanlage rund 400 m östlich des Emissionsschwerpunktes der Altanlage zu liegen gekommen wäre.

Somit wäre die Situation für die Gebiete westlich der AMAG (Aberlbauer) allein schon durch die um 400 m weiter entfernte Neuanlage verbessert worden.

Infolge der großen Längserstreckung der Hallen wären Unterschiede in den Immissionskonzentrationen je nach herrschender Windrichtung zu erwarten gewesen, weil jene neben den technischen Gegebenheiten in hohem Maß von der Anordnung der Quellen abhängig sind. Die am häufigsten auftretenden Winde aus den Richtungen SW/W und NE/E (s. Abb.11) wehten normal (quer) zu den Hallen; diese Lage der Hallen wäre als die für Immissionsbelange günstigste zu werten gewesen, da durch die große horizontale Ausdehnung der Rauchfahne geringe Konzentrationen hervorgerufen worden wären. Nimmt man eine Windströmung an, die parallel zu den Hallen weht, ergäben sich wegen der starken Bündelung der Rauchfahne die höchsten Konzentrationen (maximal das Dreifache der Konzentration im Vergleich zu den quer angeströmten Hallen). Das belastete Gebiet wäre jedoch wesentlich schmaler. Im Gegensatz dazu entstünde bei quer überströmten Hallen ein weiter Ausbreitungskegel. Je nach Windrichtung wäre also ein größeres Gebiet relativ gering (bei West-/Ostwind) bzw. ein kleinräumigeres Gebiet relativ hoch (bei Nord-/Südwind) belastet worden.

Winde mit Richtungen schräg zu den Hallen würden Konzentrationen verursachen, die zwischen den beiden dargestellten Extremen liegen. Die geplant gewesene Ausrichtung der Hallen wäre als die günstigste zu werten, da Winde aus Richtungen um West bzw. Ost die weitaus häufigsten sind (s. Abb.11). Damit wären in etwa drei Viertel der Fälle die kleinstmöglichen Immissionskonzentrationen erreicht worden.

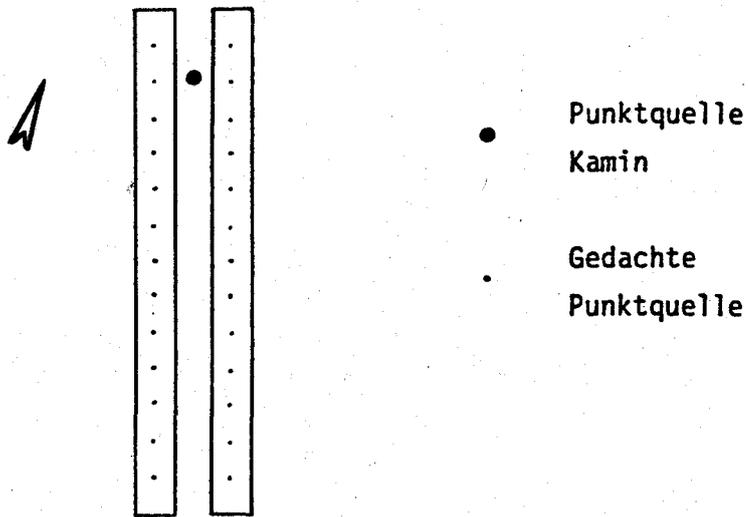


Abb.50: Simulation der Flächenquelle Neue Elektrolyse durch Punktquellen

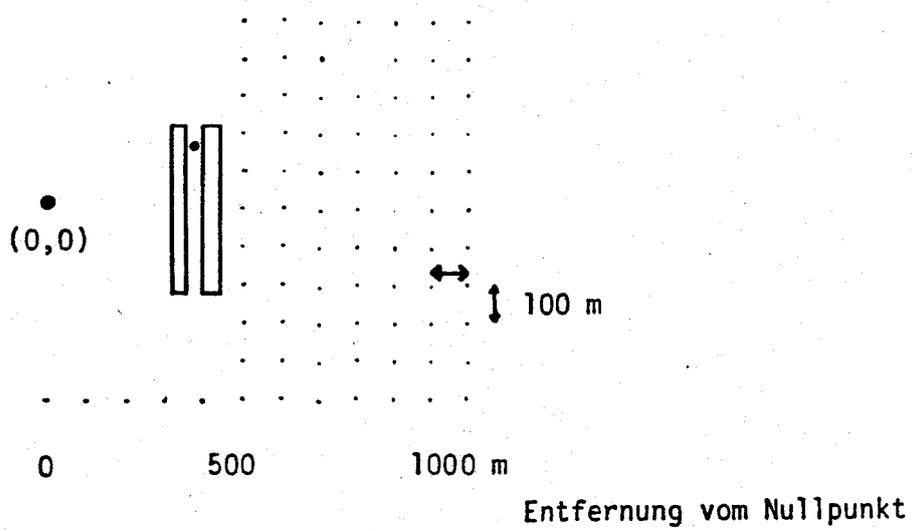


Abb.51: Gitternetz zur Berechnung der Immissionskonzentration Neue Elektrolyse

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung werden für Winde normal und parallel zu den Hallen dargestellt.

An dieser Stelle soll nochmals betont werden, daß die Ergebnisse des Gauß-Modells auf der sicheren Seite liegen; das bedeutet, daß meist höhere Konzentrationen berechnet als bei Messungen vorgefunden werden. Es gelten dieselben Randbedingungen wie die bei der Altanlage angeführten (s. Abschnitt 5.1). Auch bei der Neuanlage wurde das Modell infolge der Quellkonfiguration sowie der lokalen Einflüsse nur bis in Entfernungen von etwa 2 km angewendet.

Die für die Berechnung benötigten Emissionsangaben sind Tabelle 27 im Abschnitt 9 entnommen.

Die Berechnung der Immissionsbeiträge sowie ein Vergleich der Beiträge Altanlage-Neuanlage in Abhängigkeit von der Entfernung von den jeweiligen Emissionsschwerpunkten findet sich getrennt für jeden einzelnen Luftschadstoff in den Abschnitten 10.1.2 bis 10.1.4. Für diesen Vergleich wurden die Immissionskonzentrationen in mehr als 2 km Entfernung durch Extrapolation gewonnen.

10.1.2 Berechnung der Fluoridimmissionskonzentration

Bezüglich Fluorid hätte der Emissionsmassenstrom gegenüber der alten Elektrolyse nur mehr ein Viertel bis ein Fünftel (s. Tab.27) betragen.

Die Verteilung der Fluoridkonzentrationen am Boden ist für normal angeströmte Hallen in Abbildung 52 und für parallel angeströmte Hallen in Abbildung 53 dargestellt. Die maximalen prognostizierten Konzentrationswerte wären – bei gleicher Jahresproduktion von Aluminium – gegenüber der bestehenden Anlage um den Faktor von ca. 5 geringer. Die maximalen Immissionskonzentrationen würden wie bei der Altanlage bei Windgeschwindigkeiten um 1 m/s und Ausbreitungsklasse 5 (leicht stabil) im Nahbereich der Hallen auftreten.

Der Unterschied zwischen normal und parallel angeströmten Hallen würde sich infolge des relativ hohen Anteils an Hallenemissionen besonders im Nahbereich der Anlage bei stabilen Ausbreitungsklassen bemerkbar machen. Die höchsten Konzentrationen würden bei parallel angeströmten Hallen (entspricht N/S-Winden) infolge der schmalen Rauchfahne auftreten, und zwar unmittelbar im Lee der Anlage.

Während bei der Altanlage in 700 m Entfernung vom Emissionsschwerpunkt (s. Abb.54, extrapolierte Maximalwerte für eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in Richtung West/Ost) noch $130 \mu\text{g HF/m}^3$ auftreten können, würde die Konzentration in derselben Entfernung vom Emissionsschwerpunkt der Neuanlage etwa $25 \mu\text{g HF/m}^3$ betragen (Reduktion um rund 80%).

Können beim Aberlbauer von der Altanlage verursachte HF-Immissionen von bis zu $65 \mu\text{g/m}^3$ erreicht werden, so würde sich dieser Wert auf etwa $10 \mu\text{g/m}^3$ bei der Neuanlage verringern.

Berücksichtigt man bei den aus Abbildung 54 abgeleiteten Ergebnissen noch die Tatsache, daß insbesondere beim Schadstoff HF das Gauß-Modell zur Überschätzung der Konzentrationen neigt, kann aus den Ergebnissen des Vergleichs von Messung und Rechnung für die Altanlage auf eine gleichartige Reduktion der prognostizierten Konzentrationen bei der Neuanlage geschlossen werden. Es ergibt sich, daß der Grenzwert der 2. Forstverordnung von $0,9 \mu\text{g HF/m}^3$ besonders bei der (in der Nacht auftretenden) stabilen Klasse 5 in Entfernungen bis maximal 4 km vom Emissionsschwerpunkt der neuen Elektrolyse hätte überschritten werden können. Auch bei der häufig (bei Tag und Nacht) vorkommenden neutralen Ausbreitungsklasse hätte der Wintergrenzwert von $4 \mu\text{g HF/m}^3$ bis in eine Entfernung von etwas mehr als 1 km überschritten werden können.

In ähnlicher Weise wie bei der Altanlage zeigen die für den Kamin und die Hallen getrennt berechneten Ergebnisse, daß die Kaminemissionen nur sehr wenig zur Gesamtimmission beigetragen hätten; der Hauptanteil der Fluoridkonzentration wäre durch die Hallenemissionen verursacht worden. Auch bei der Neuanlage hätte daher eine weitere Verringerung der Hallenemissionen angestrebt werden müssen.

$\mu\text{g HF}/\text{m}^3$

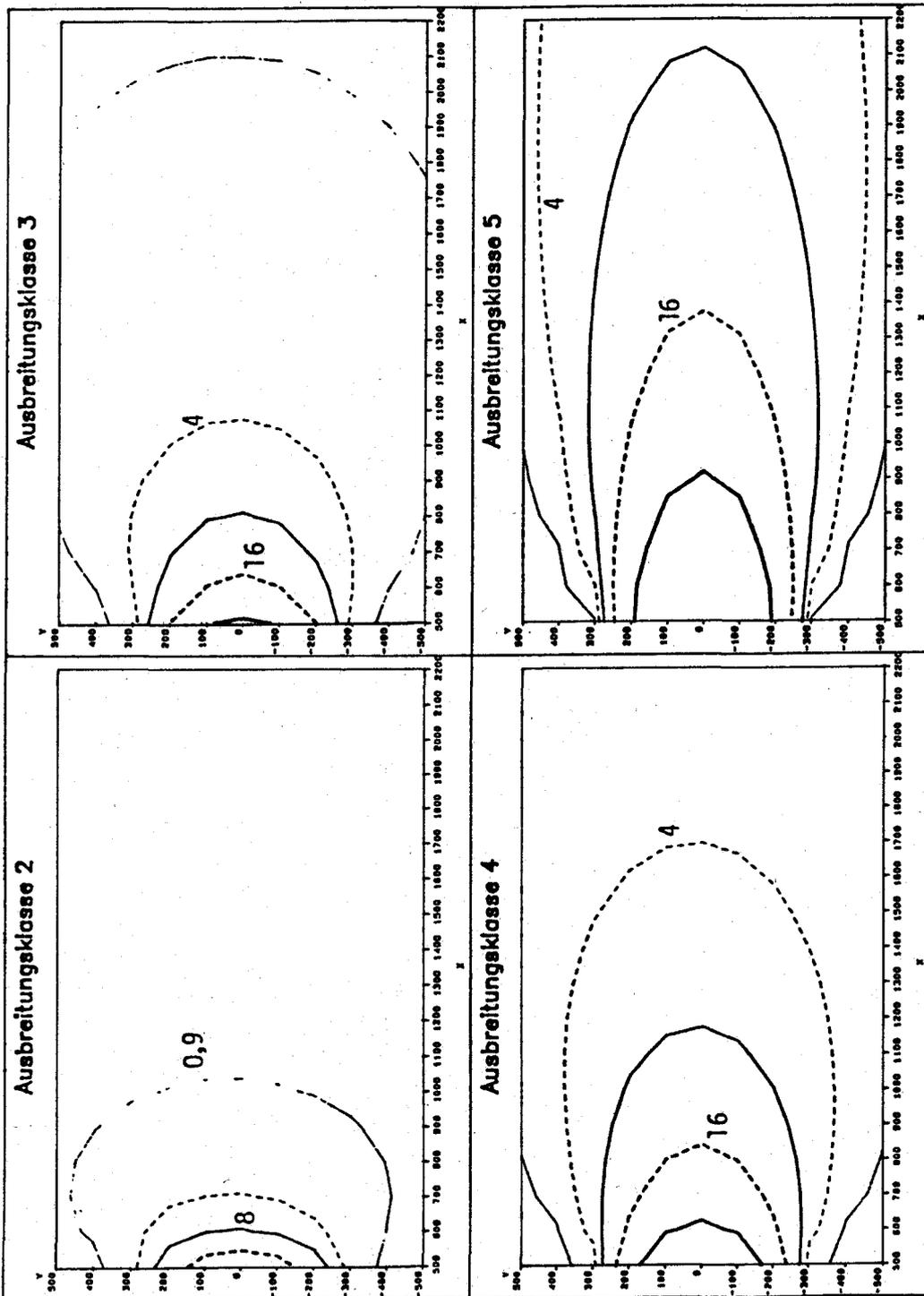


Abb.52a

Abb.52a: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

$\mu\text{g HF/m}^3$

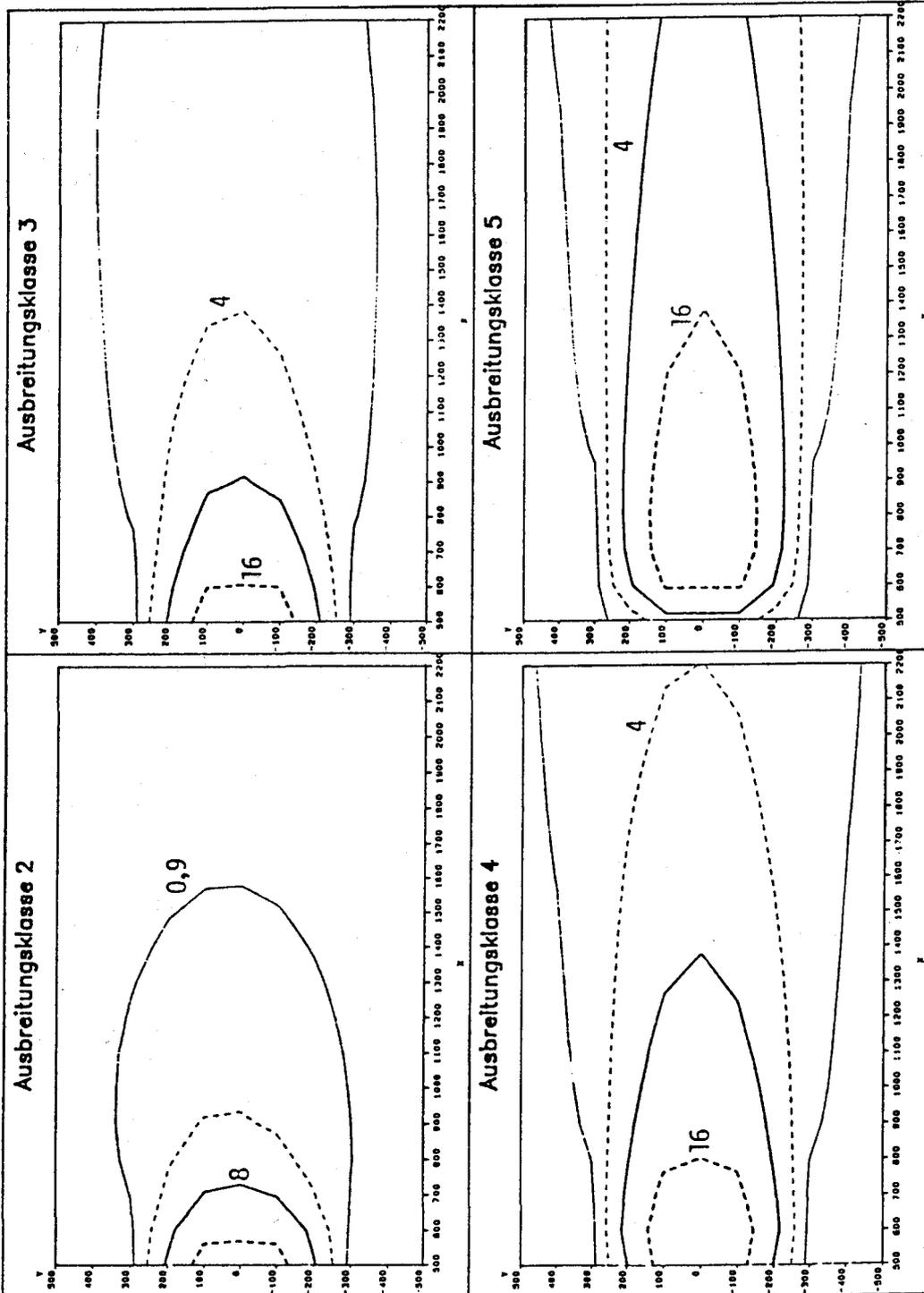
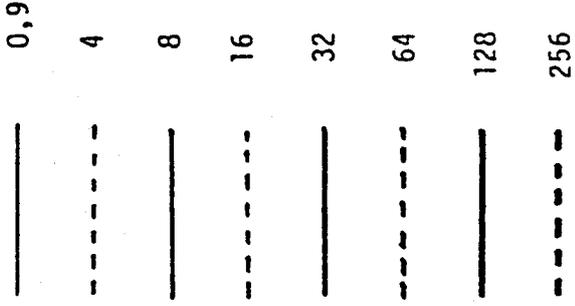


Abb.52b

Abb.52b: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

$\mu\text{g HF/m}^3$

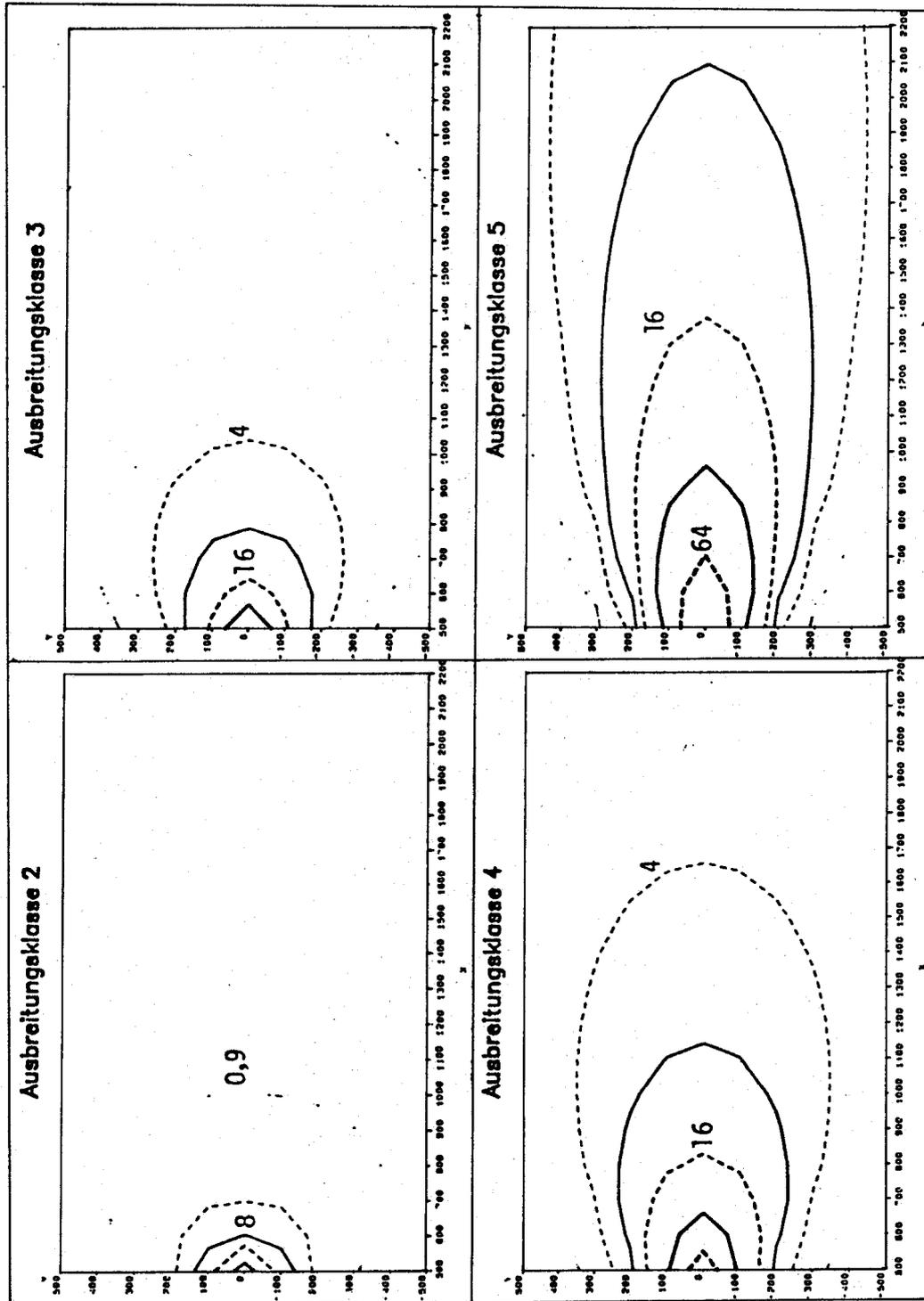
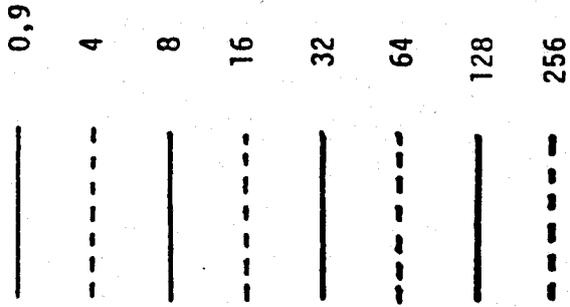


Abb.53a

Abb.53a: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

$\mu\text{g HF}/\text{m}^3$

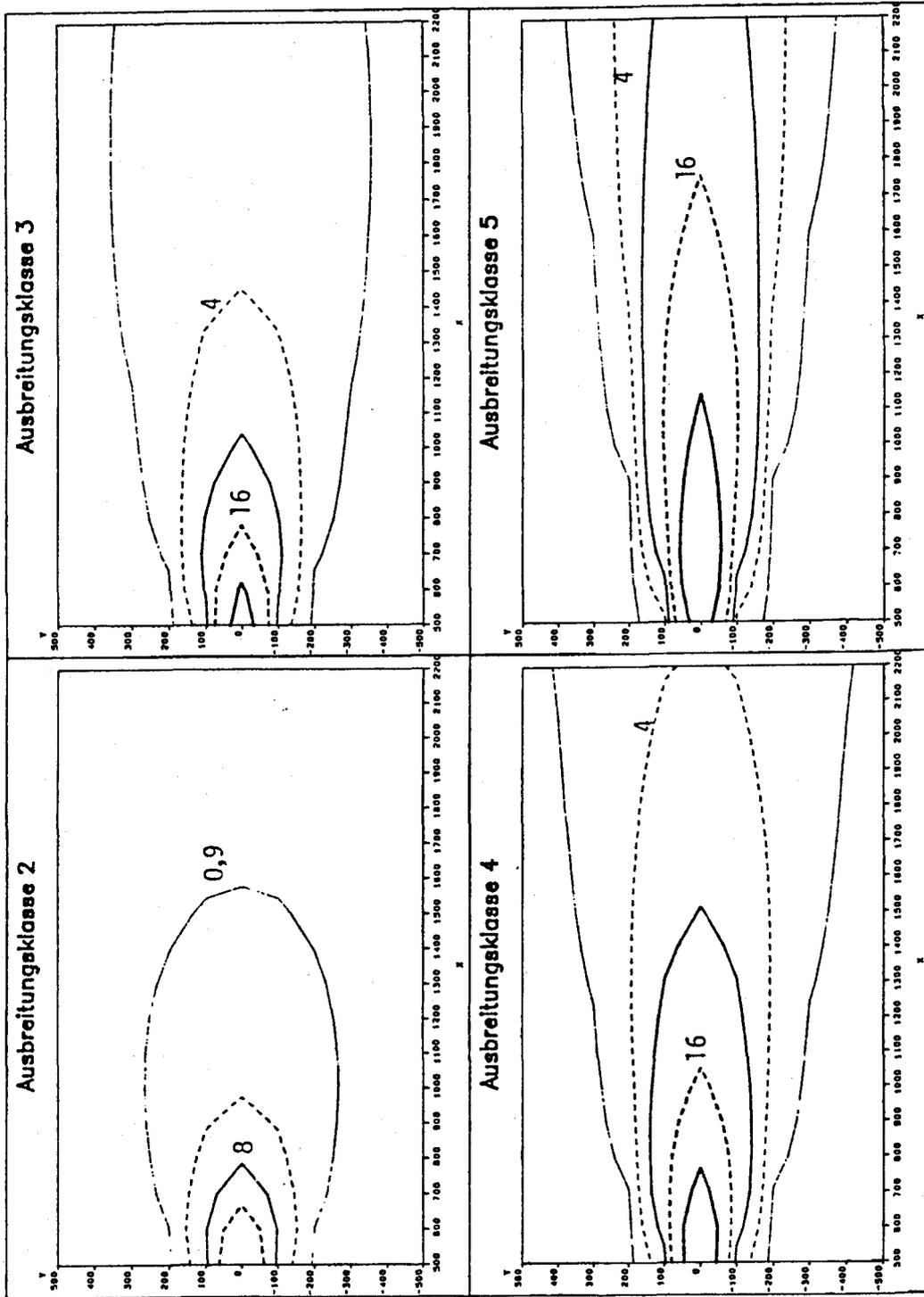


Abb.53b

Abb.53b: Fluorid-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

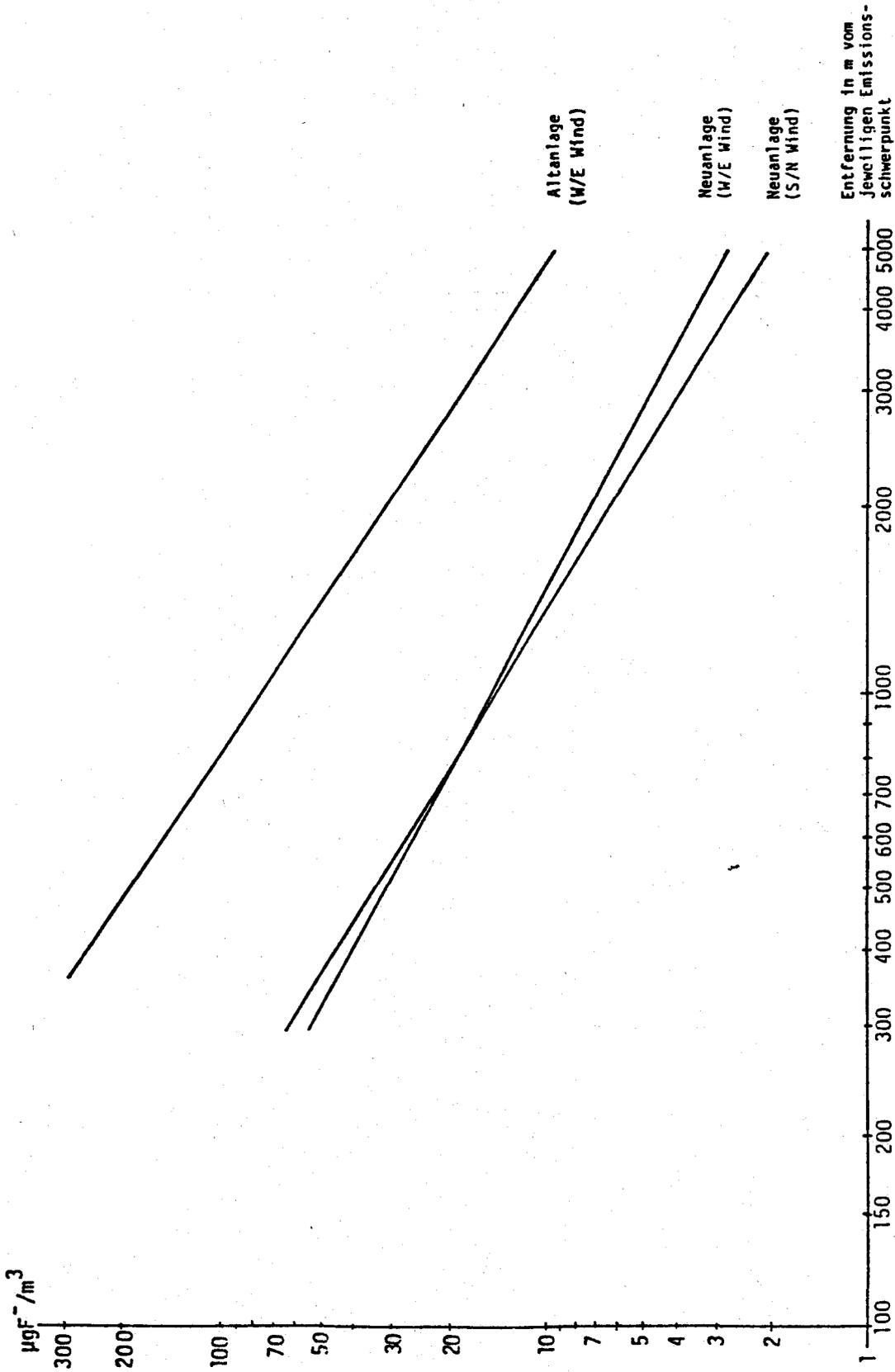


Abb.54

Abb.54: Vergleich der Immissionsprognosen für Fluorid Altanlage - Neuanlage (für die jeweiligen Maximalwerte bei 1ms⁻¹ ohne Berücksichtigung der Ausbreitungsklasse)

10.1.3 Berechnung der Schwefeldioxidimmissionskonzentration

Die Abschätzung der SO₂-Konzentration ist insofern umfangreicher, als werksseitig die Emittenten Elektrolyse, Heizhaus und Anodenbrennofen einen Beitrag liefern. Die Emissionsangaben für die Elektrolyse sind Tabelle 27 (Abschnitt 9) zu entnehmen.

Infolge der Umstellung von nasser auf trockene Abgasreinigung hätte die neue Elektrolyse etwa 880 t SO₂ pro Jahr emittiert. Das entspräche dem Fünf- bis Sechsfachen der Emission der Altanlage.

Die SO₂-Emissionssituation wäre gegenüber der des Fluorids sehr verschieden gewesen, da etwa 95% des SO₂ aus dem Kamin emittiert worden wären und nur 5% aus den Hallen. Die Verteilung der SO₂-Konzentration am Boden ist für normal angeströmte Hallen in Abbildung 55 und für parallel angeströmte Hallen in Abbildung 56 dargestellt. Der Vergleich Altanlage-Neuanlage ist für eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in Richtung West/Ost in Abbildung 57 zusammengefaßt.

Die Unterschiede in den Immissionskonzentrationen wären bei verschiedenen Windrichtungen (W/E-Wind normal zu den Hallen, N/S-Wind parallel zu den Hallen) gering gewesen, da der überwiegende Teil des SO₂ über den Kamin emittiert worden wäre. In unmittelbarer Nähe der neuen Anlage (Entfernung 100 bis 200 m vom Emissionsschwerpunkt der Anlage bei normal angeströmten Hallen) wäre bei leicht stabilen Ausbreitungsbedingungen (Klasse 5) ein Immissionsbeitrag von etwa 0,15 mg SO₂/m³ zu erwarten gewesen. Bei den anderen Klassen hätte es Überschreitungen von 0,07 mg SO₂/m³ bis in eine maximale Entfernung von 1.000 m vom Emissionsschwerpunkt gegeben. Bei Klasse 5 wären Immissionskonzentrationen von 0,07 mg SO₂/m³ bis etwa 2 km aufgetreten. Bei der Altanlage werden im schlechtesten Fall 0,20 mg/m³ bis in eine Entfernung von 400 m bzw. 0,07 mg/m³ bis in eine Entfernung von 1.000 m erreicht.

Sowohl bei längsseits als auch bei normal angeströmten Hallen hätte der Immissionsbeitrag der Elektrolyse in Werksnähe den in den Empfehlungen der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für den Sommer genannten normativen Immissionsgrenzwert von 0,07 mg SO₂/m³ für die Zone 1 (s. Abschnitt 3.2) überschritten; der für den Winter gültige Wert (0,15 mg SO₂/m³) wäre in unmittelbarer Nähe der Anlage knapp überschritten worden. Die Immissionsgrenzkonzentrationen entsprechen dem 97,5-Perzentil für den Halbstundenmittelwert von SO₂ aus der 2. Forstverordnung.

Durch die besondere Emissionssituation des SO₂ (als SO₂-Quelle ist bei der neuen Elektrolyse fast ausschließlich der Kamin anzusehen) wären bei der Neuanlage trotz eines fünf- bis sechsfach höheren Emissionsmassenstroms bis in etwa 800 m Entfernung im Vergleich zur Altanlage geringere Immissionskonzentrationen aufgetreten, ab dieser Entfernung jedoch höhere Konzentrationen. Das wäre vor allem der den Berechnungen zugrundeliegenden Schornsteinhöhe von 60 m bzw. der vergleichsweise hohen Abgastemperatur von 80 °C bis 100 °C über der Lufttemperatur zuzuschreiben gewesen. Bei der in einem früheren Planungsstadium vorgesehenen Kaminhöhe von 40 m wären höhere Immissionskonzentrationen auch im Nahbereich der Anlage zu erwarten gewesen.

Die maximalen SO₂-Konzentrationen, die durch das Heizhaus zu erwarten sind, wurden bereits in Abbildung 17 dargestellt. Zusammen mit den Konzentrationen aus der neuen Elektrolyse hätten sich unter Berücksichtigung der Entfernung bei Klasse 3 und Windgeschwindigkeiten von 1 bis 3 m/s in unmittelbarer Werksnähe Maximalwerte im Bereich von 0,20 bis 0,40 mg/m³ ergeben. Da der Immissionsbeitrag des Heizhauses den der Elektrolyse überwiegt, wäre für den Aufpunkt Aberlbauer trotz der Verlagerung der Elektrolyse 400 m ostwärts mit keiner wesentlichen Veränderung der SO₂-Immission zu rechnen gewesen. Damit wäre sowohl im Sommer als auch im Winter eine Überschreitung der normativen Immissionsgrenzkonzentrationen für Zone 1 durch den Immissionsbeitrag der AMAG zu erwarten gewesen. Bei diesen Angaben wäre noch der Beitrag, den die Emissionen aus dem Anodenbrennofen und die Vorbelastung liefern, zu berücksichtigen gewesen.

$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$

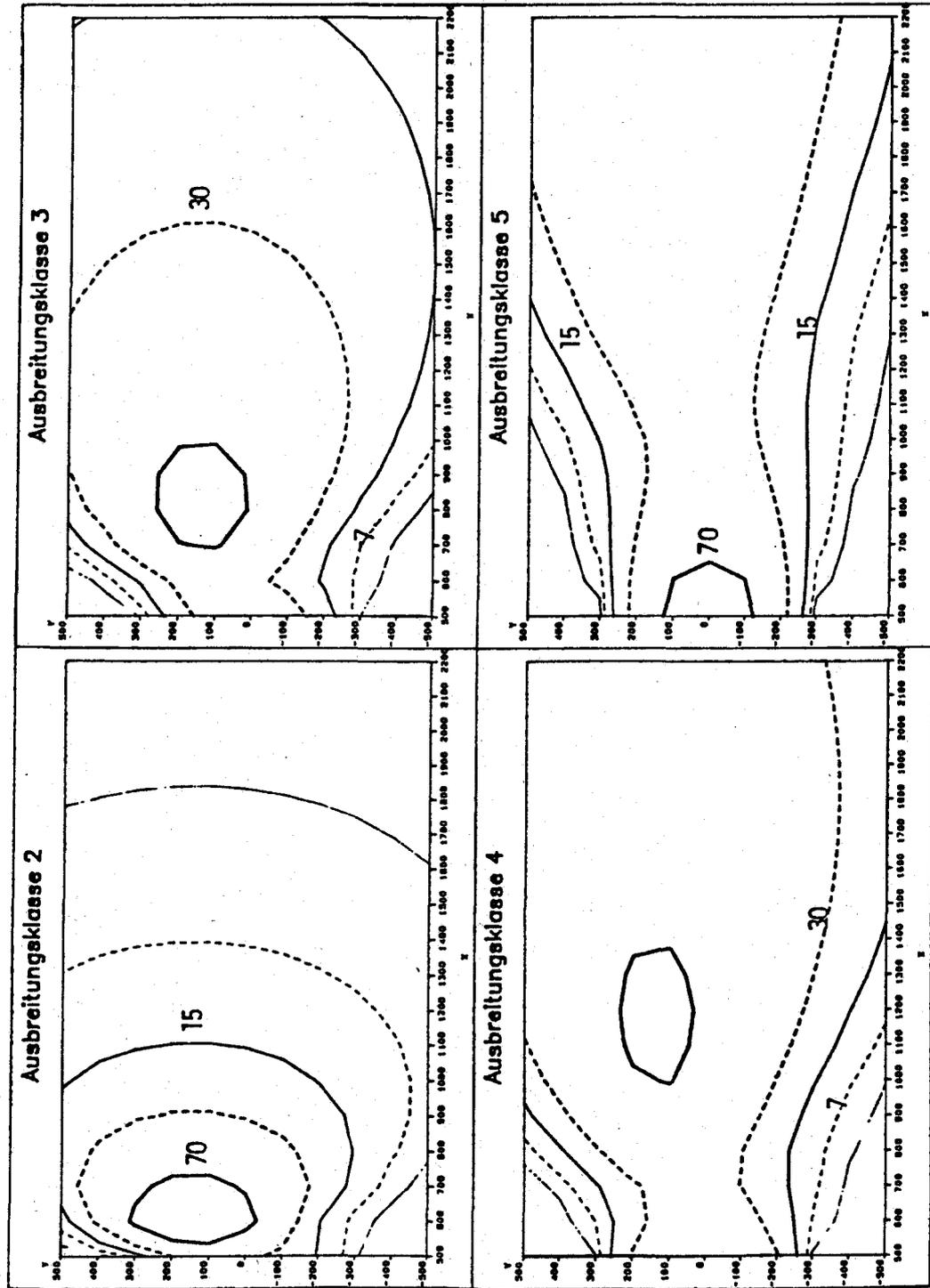
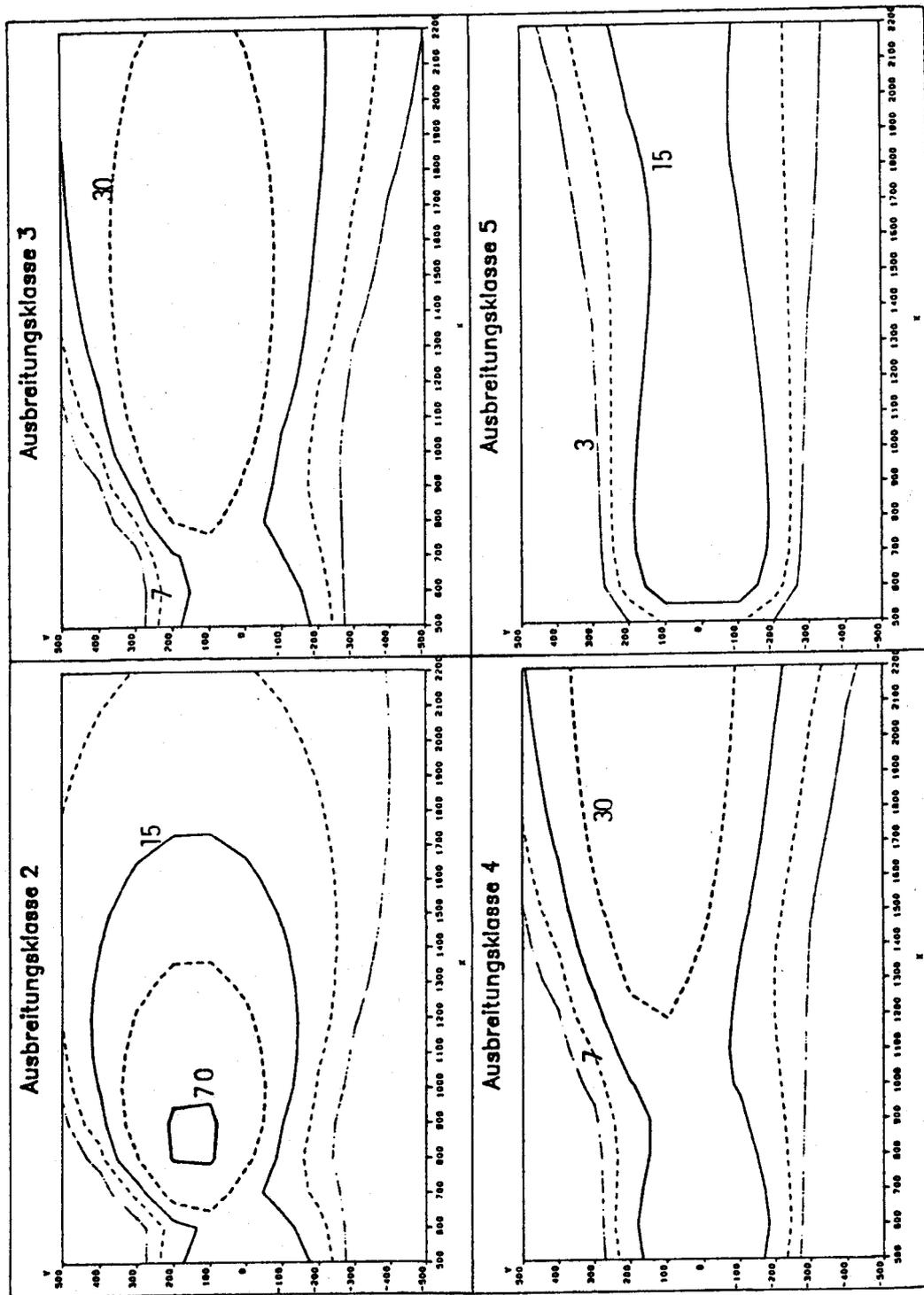


Abb.55a

Abb.55a: SO_2 -Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$



- 111 -

Abb.55b

Abb.55b: SO_2 -Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$

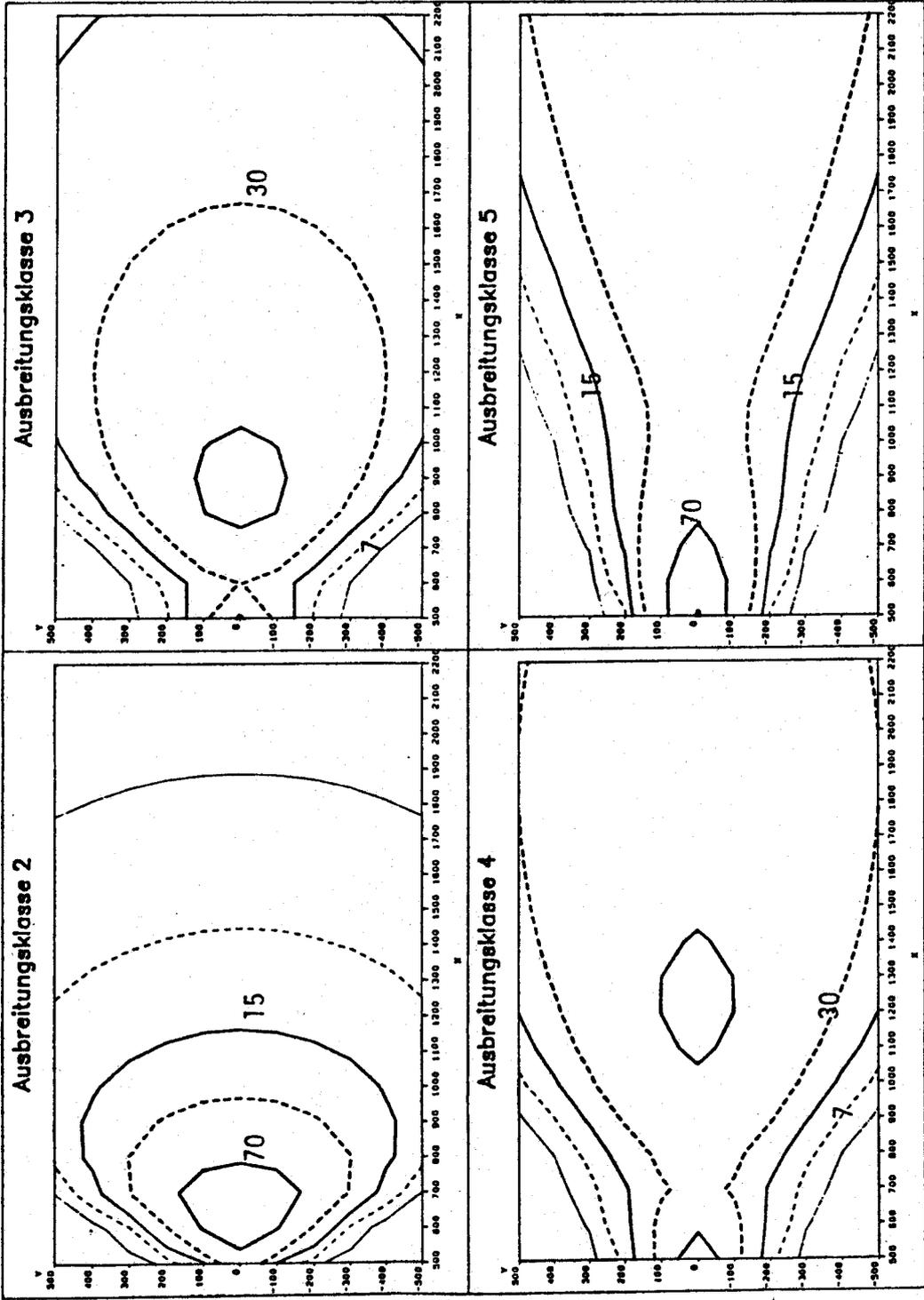
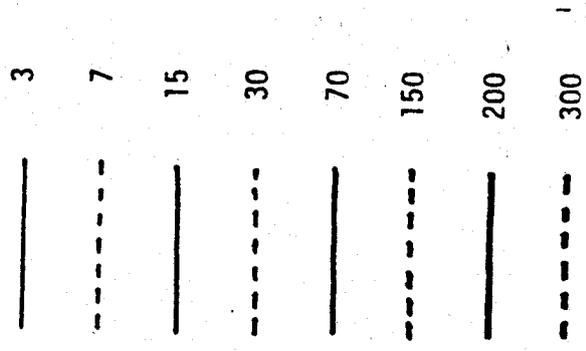


Abb.56a

Abb.56a: SO_2 -Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$

- 3
- 7
- 15
- 30
- 70
- 150
- 200
- 300

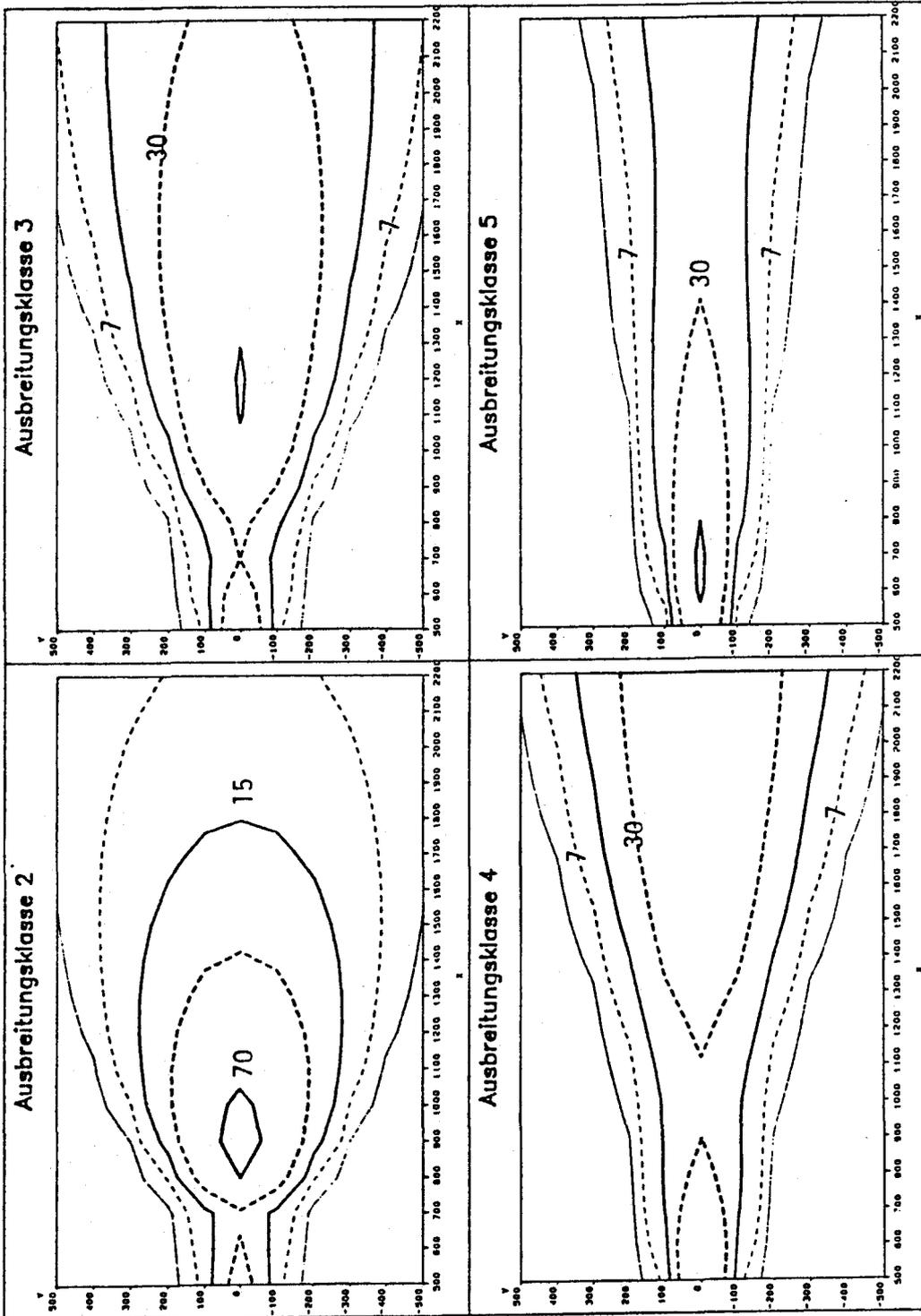


Abb.56b

Abb.56b: SO₂-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

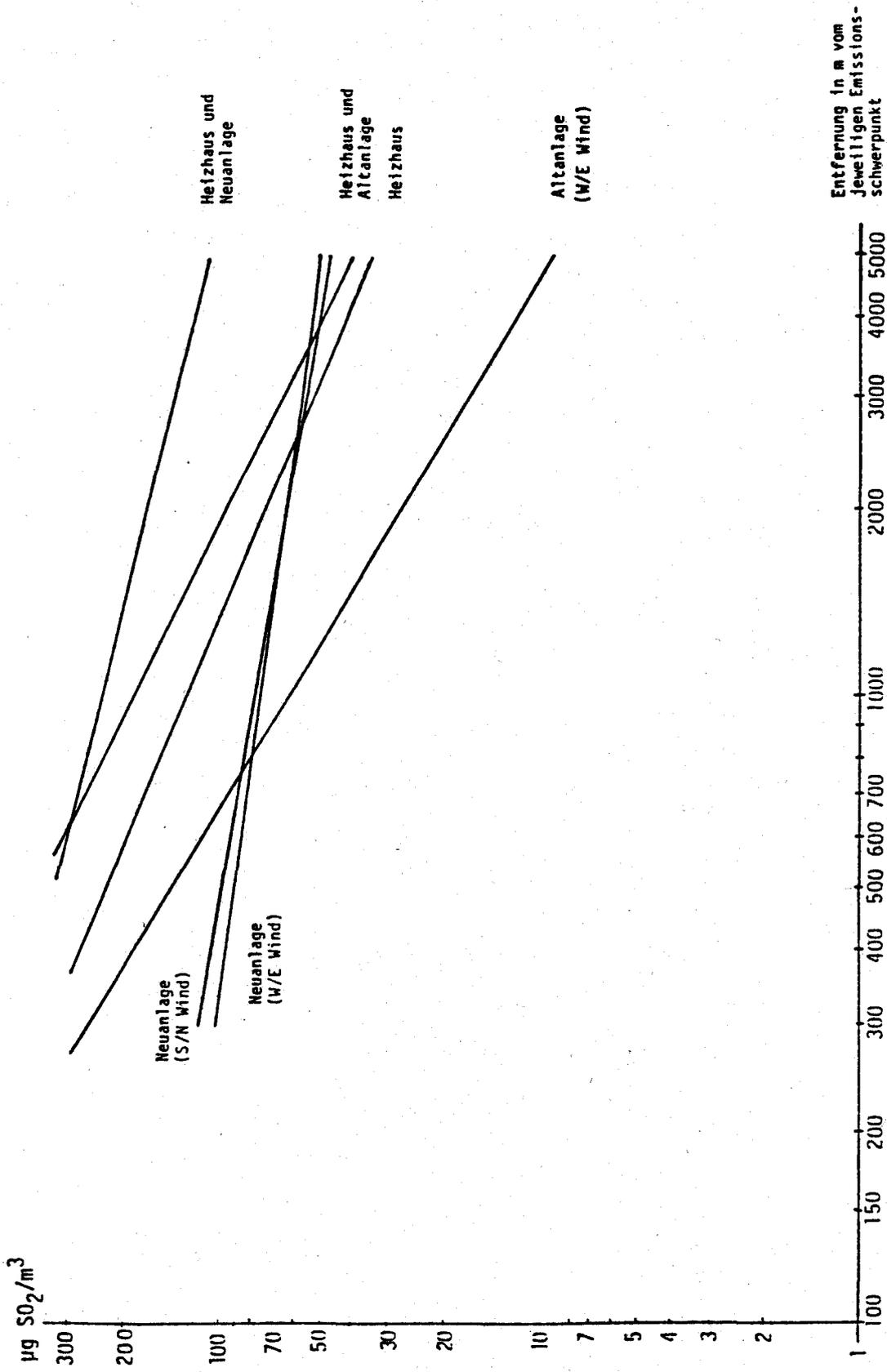


Abb. 57: Vergleich der Immissionsprognosen für SO₂ Altanlage - Neuanlage sowie Heizhaus (für die jeweiligen Maximalwerte bei 1ms⁻¹ ohne Berücksichtigung der Ausbreitungsklasse)

Abb.57

10.1.4 Berechnung der Staubimmissionskonzentration

Die Ausbreitung von Staub wird wie bei der Altanlage ohne Berücksichtigung der Sinkgeschwindigkeit berechnet (s. Abschnitt 5.3.3). Die Immissionskonzentrationen des gesamten aus der neuen Elektrolyse emittierten Staubes werden auf Grund der Angaben nach VDI 2286, Entwurf (19) berechnet. Die Emissionsangaben sind Tabelle 27 (Abschnitt 9) zu entnehmen.

Die Staubemissionen wären zu zwei Fünftel aus den Hallen und zu drei Fünftel aus dem Kamin gekommen. Somit hätte diese Situation eine Art Mittelstellung zwischen der bei Fluorid (Hauptemittent Hallen) und der bei SO₂ (Hauptemittent Kamin) eingenommen.

Bei Winden aus den Hauptrichtungen West bzw. Ost (entspricht normal angeströmten Hallen) wären bei labilen Klassen und einer mittleren Windgeschwindigkeit von 1 m/s höchstens 0,16 mg Staub/m³ erreicht worden, bei leicht stabiler Schichtung maximal 0,30 mg Staub/m³, und zwar unmittelbar im Lee der Anlage. Bei größeren Windgeschwindigkeiten wäre das Maximum etwas weiter weg von den Hallen gerückt und unter 0,20 mg/m³ geblieben (s. Abb.58).

Strömt die Luft längsseits der Hallen, wären infolge der stärker gebündelten Rauchfahne höhere Konzentrationen im Lee der Hallen aufgetreten (bei leicht stabiler Schichtung und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s 0,57 mg/m³). Auch bei anderen Ausbreitungsbedingungen wären die Konzentrationen etwa um das Eineinhalbfache bis Doppelte höher als bei normal angeströmten Hallen gelegen (s. Abb.59).

Werden bei der Altanlage in einer Entfernung von bis zu 500 m Konzentrationen von 1,00 mg/m³ bzw. in bis zu 1.000 m solche von 0,50 mg/m³ erreicht, wären bei der Neuanlage in 500 m Entfernung bei Nord-/Südwinden etwa 0,20 mg/m³ bzw. bei West-/Ostwinden rund 0,15 mg/m³ zu erwarten gewesen; ein Immissionsbeitrag von 0,13 mg/m³ wäre bei Nord-/Südwinden bis zu 850 m Entfernung, bei West-/Ostwinden bis zu 650 m Entfernung zu erwarten gewesen (s. Abb.60).

Während sich für den Aufpunkt Aberlbauer ein Immissionsbeitrag der Elektrolyse der Altanlage von maximal 0,40 mg/m³ errechnet, hätte dieser für die Neuanlage nur mehr ca. 0,06 mg Staub/m³ betragen.

$\mu\text{g Staub/m}^3$

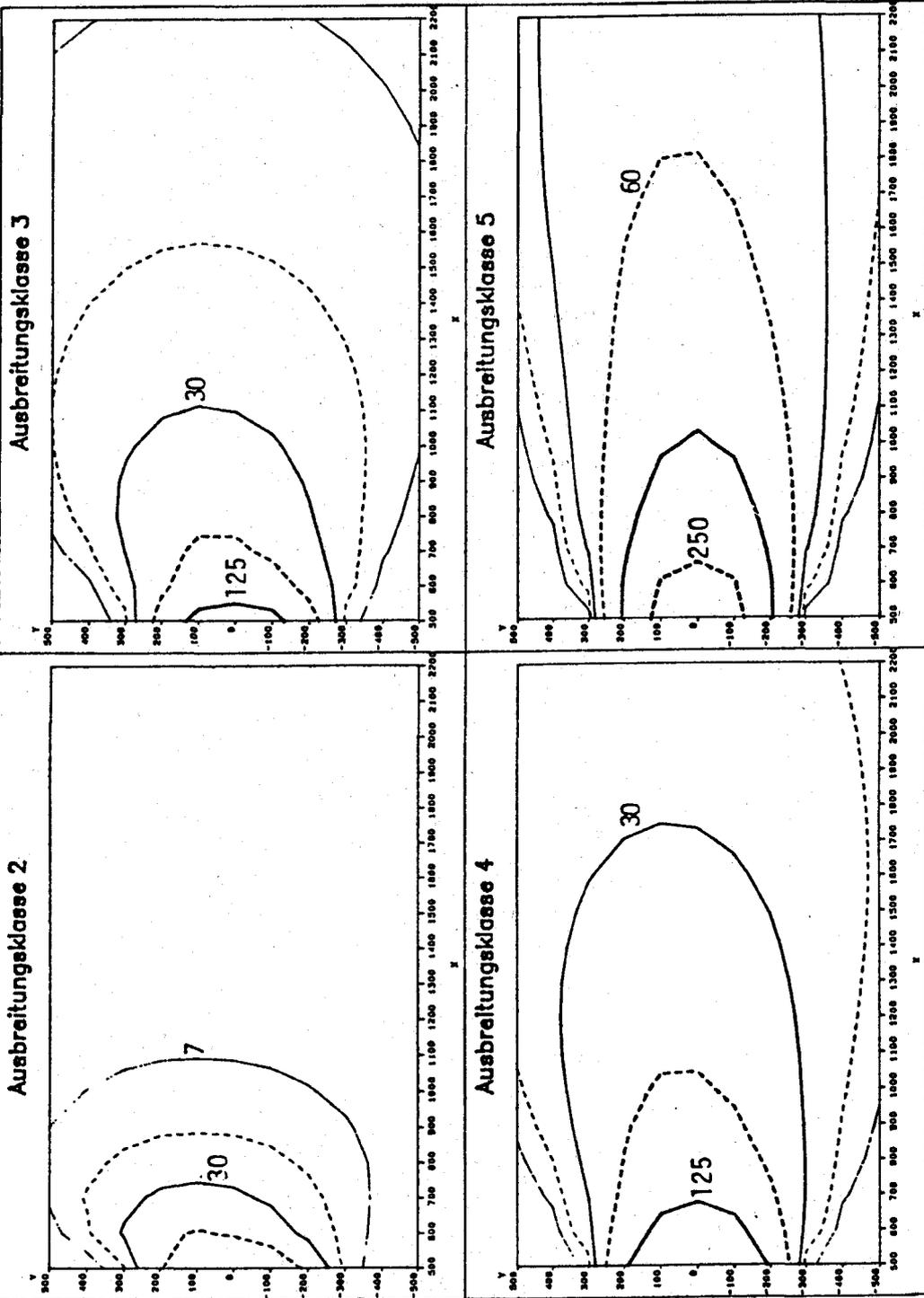


Abb.58a

Abb.58a: Staub-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

$\mu\text{g Staub}/\text{m}^3$

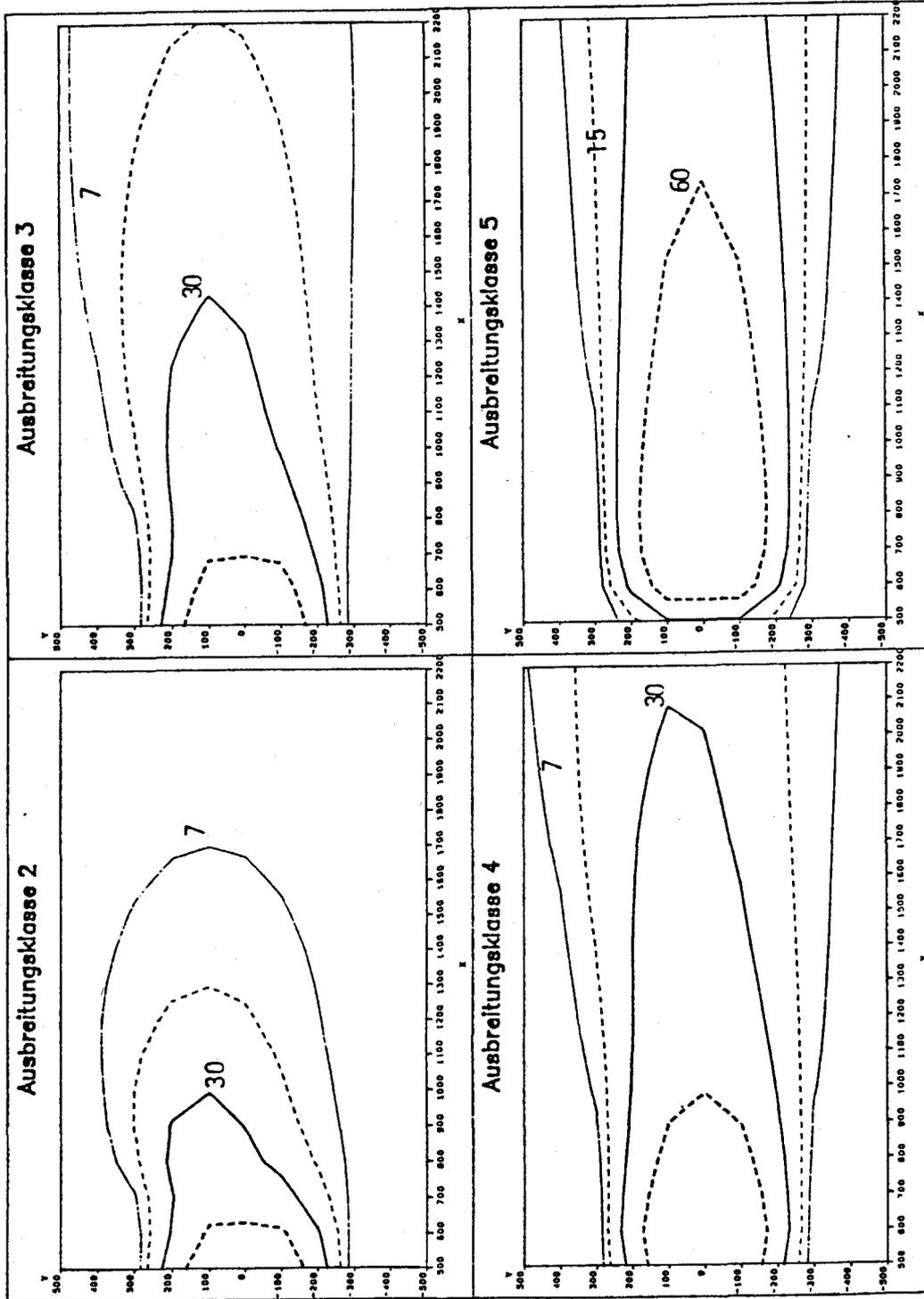


Abb.58b: Staub-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung normal zu den Hallen

Abb.58b

$\mu\text{g Staub}/\text{m}^3$

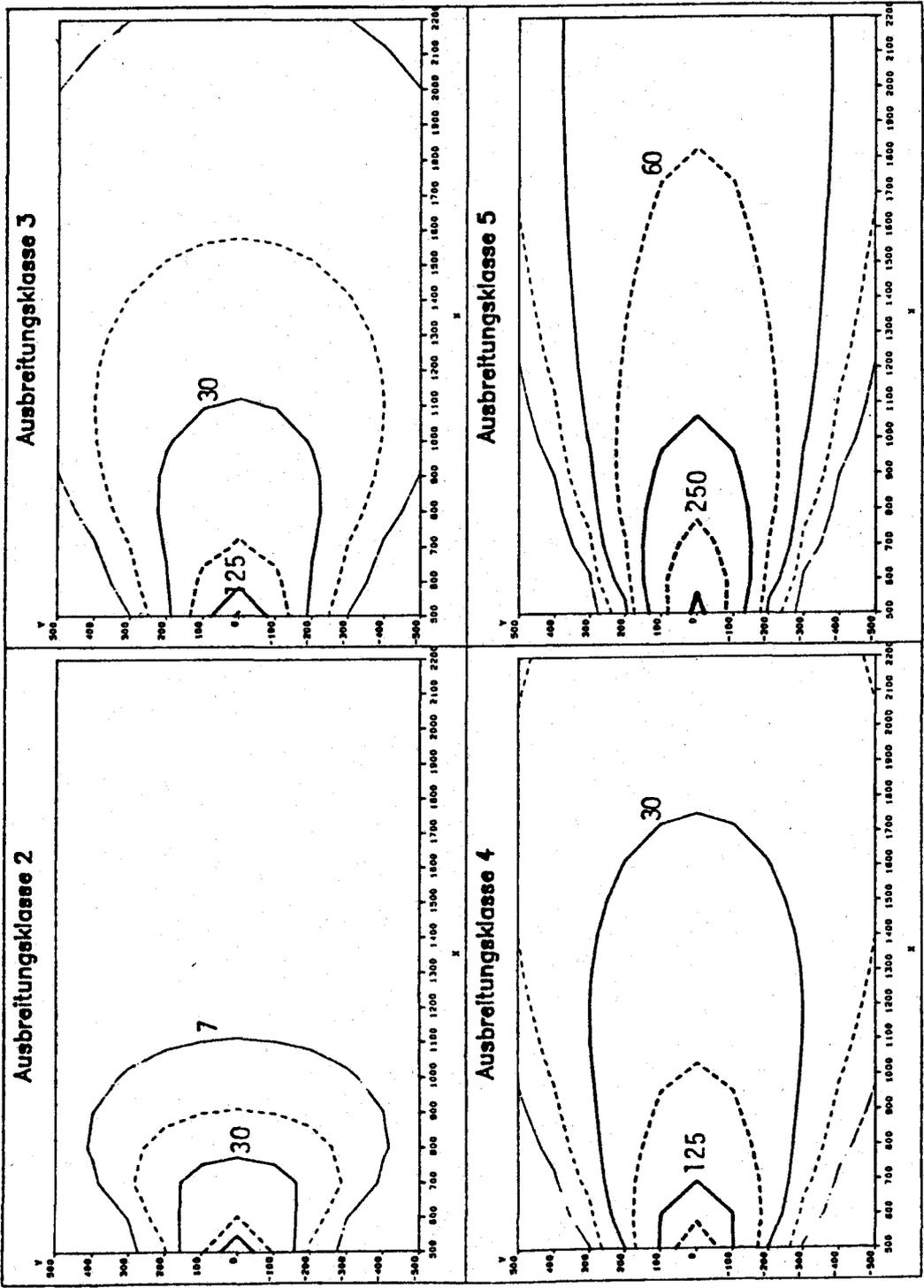


Abb.59a

Abb.59a: Staub-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 1 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

$\mu\text{g Staub}/\text{m}^3$

7

15

30

60

125

250

500

- 119 -

1.000

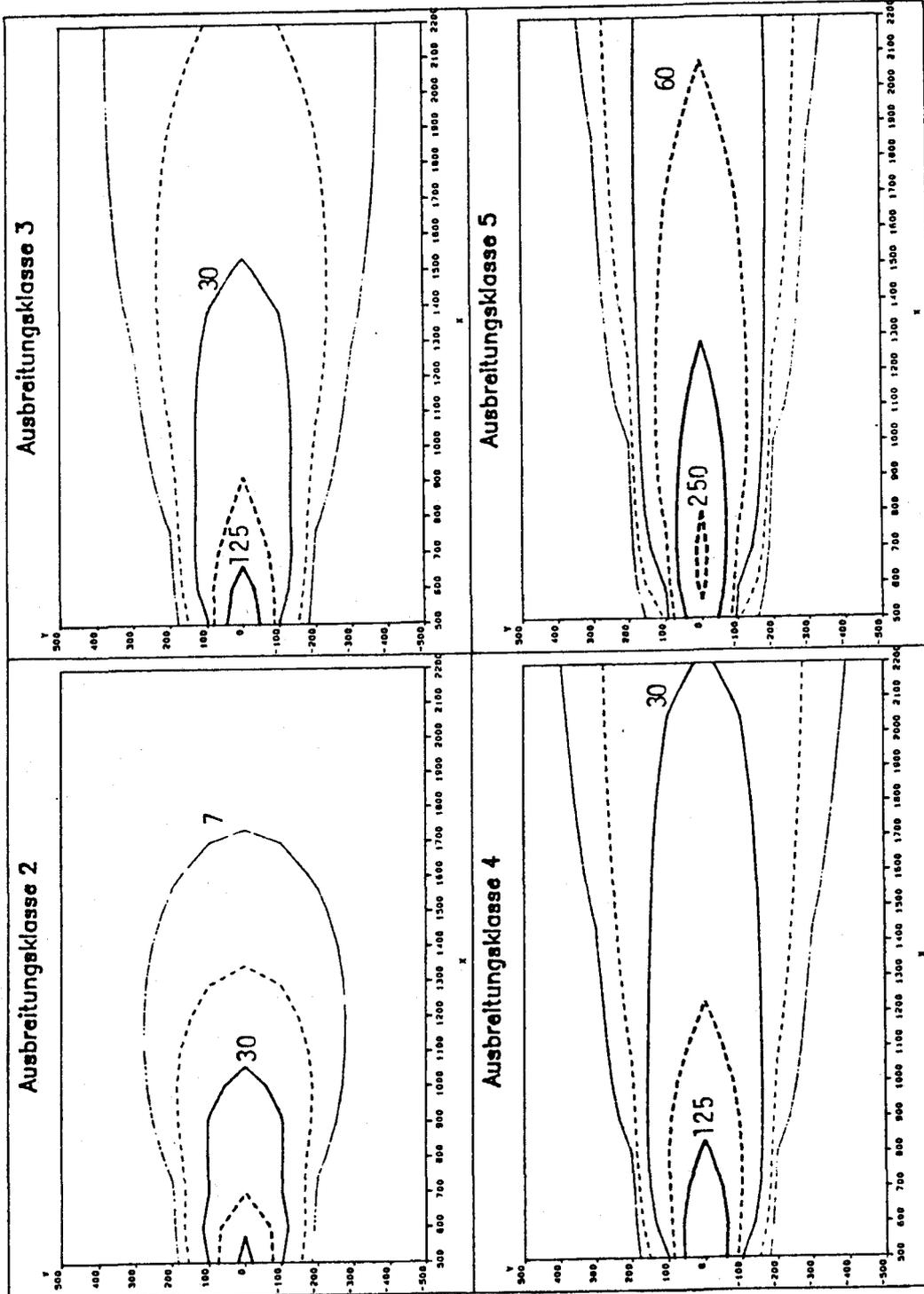


Abb. 59b: Staub-Immissionskonzentration im Lee der neuen Elektrolyse;
Windgeschwindigkeit 3 m/s
Luftströmung parallel zu den Hallen

Abb. 59b

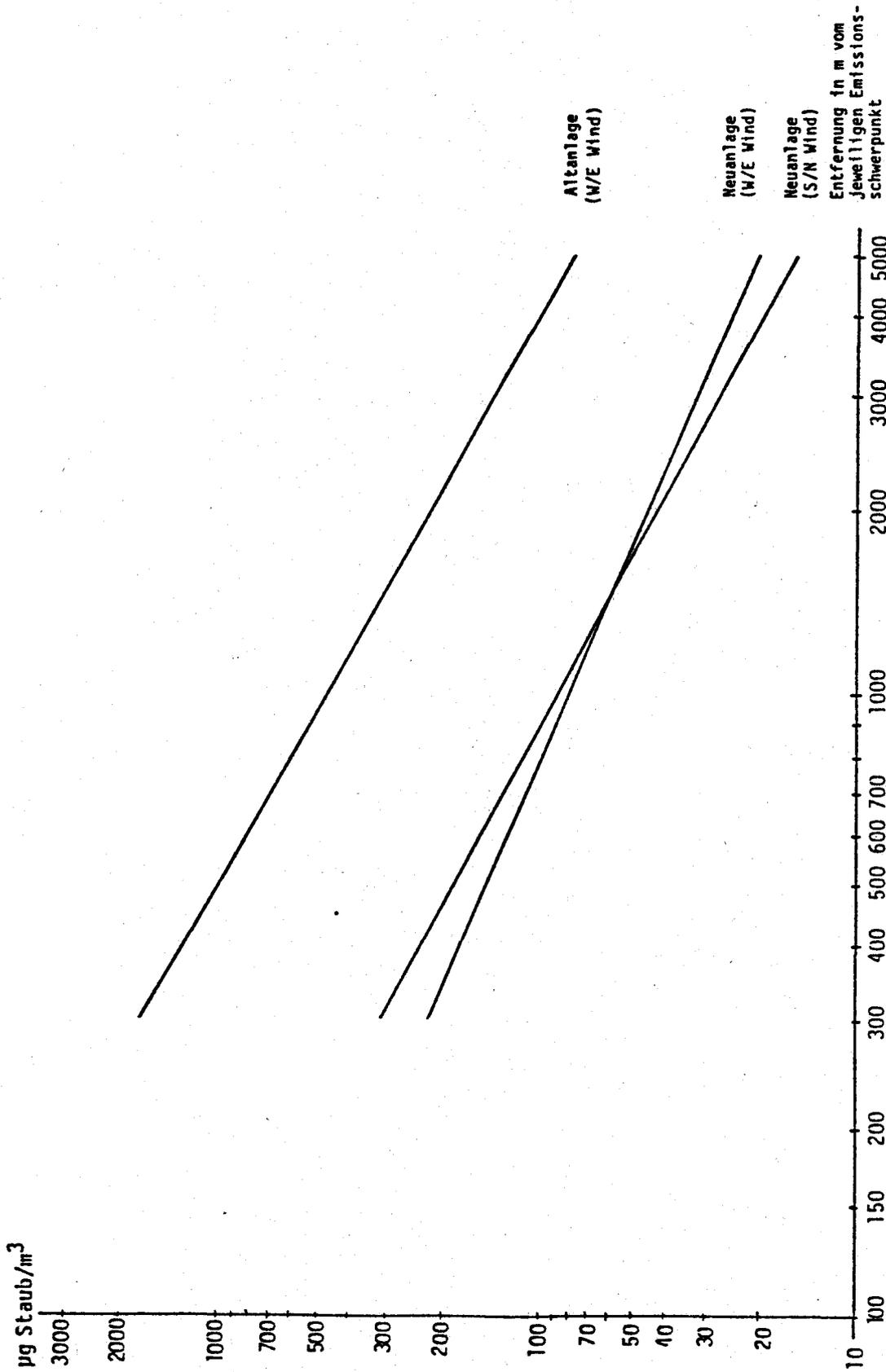


Abb.60

Abb.60. Vergleich der Immissionsprognosen für Staub Altanlage - Neuanlage (für die jeweiligen Maximalwerte bei 1ms^{-1} ohne Berücksichtigung der Ausbreitungsklasse)

10.1.5 Zusammenfassung der Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung

In Bezug auf die maximalen Halbstundenmittelwerte der Fluoridimmissionskonzentration würde sich die Immissionsituation im Vergleich zur Altanlage etwa um den Faktor 5 verbessern, die strengen Grenzwerte der 2. Forstverordnung könnten aber insbesondere im Sommer (Grenzwert $0,9 \mu\text{g HF/m}^3$) und bei neutraler bzw. stabiler Ausbreitungsklasse in Entfernungen bis maximal 4 km vom Werk überschritten werden.

Bei den SO_2 -Immissionskonzentrationen hervorgerufen durch die neue Elektrolyse würde sich die Situation trotz des erhöhten SO_2 -Ausstoßes in Werksnähe verbessern, ab rund 800 m Entfernung jedoch verschlechtern. Da der Betrieb des Heizhauses und damit dessen Emissionen unverändert anhalten würden, wäre es bei bestimmten Ausbreitungsbedingungen bei Tag ohne Berücksichtigung einer Vorbelastung zu Überschreitungen des in der Anlage 2 der Immissionsschutzvereinbarung genannten numerischen Wertes von $0,2 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ gekommen.

Der Beitrag der neuen Elektrolyse zur Staubimmissionskonzentration wäre im Vergleich zur Altanlage deutlich geringer; die maximalen Immissionskonzentrationen bei den jeweiligen Ausbreitungsbedingungen wären bis zu zwei Drittel geringer. Auch bei Staub fände man hauptsächlich bei neutralen und stabilen Ausbreitungsbedingungen die höchsten Konzentrationen.

Die im Modell nicht berücksichtigten Wetterlagen mit Windstille bzw. Inversionen könnten zu höheren Konzentrationen als den oben genannten führen.

Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von bestimmten Immissionskonzentrationen in bestimmten Gebieten (räumliche Verteilung der Schadstoffe) ist primär von der Windrichtungsverteilung abhängig. Um eine Aussage darüber treffen zu können, in welcher Entfernung vom Werk bestimmte Konzentrationen auftreten können, bedient man sich einer Häufigkeitsauszählung für Ausbreitungsklassen in Verbindung mit Windgeschwindigkeiten. Mittels der in Abschnitt 5 dargestellten Ausbreitungsstatistik für die Stadt Salzburg (Abb.12) kann auf eine solche Häufigkeit für den Raum Ranshofen geschlossen werden. Die Ausbreitungsklasse, bei der die höchsten Konzentrationen berechnet wurden, ist die Klasse 5 (leicht stabil). Diese Klasse wird mit den in den Berechnungen nicht berücksichtigten Klassen 6 und 7 zusammengezogen; bei geringen Windgeschwindigkeiten kommen die stabilen Klassen in den Nachtstunden in rund 70% der Fälle vor. Die neutrale Ausbreitungsklasse, bei der teilweise auch hohe Konzentrationen berechnet wurden, kommt bei Tag (in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit) zumindest in etwa 35% der Fälle und bei Nacht in etwa 30% der Fälle vor. Das bedeutet, daß der unmittelbare Nahbereich der Anlage vor allem bei Tag mit hohen Konzentrationen belastet würde, die höchsten Konzentrationen aber bei Nacht (zum Teil noch in Entfernungen von einigen 100 Metern) auftreten würden.

10.2 Abschätzung der von Grenzwertüberschreitungen von Fluorid betroffenen Fläche

Geht man von der Annahme aus, daß sich die HF-Emission der Neuanlage um 80%, bezogen auf diejenige der Altanlage, verringert und die sonstigen Emissionsbedingungen im Sinne der Ausbreitungsrechnung vergleichbar sind, so läßt sich auf Grund der direkten Proportionalität zwischen Emission und Immission eine Abschätzung der zukünftigen HF-Immission durchführen.

Es ergibt sich aus Abbildung 37 (s. Abschnitt 7.4, maximale gemessene Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit von der Entfernung), daß bei Errichtung der Neuanlage bis in eine Entfernung von rund 1,1 km Konzentrationen von $4,0 \mu\text{g HF/m}^3$ und bis zu etwa 2,6 km Werte von $0,9 \mu\text{g HF/m}^3$ (Halbstun-

denmittelwerte) erreicht werden könnten. Ohne Berücksichtigung der Windrichtungsverteilung können diese Entfernungen als Radien von Kreisflächen mit dem Werk als Mittelpunkt angesehen werden; diese Kreisflächen stellen die maximal zu erwartende Größe des Gebietes mit Grenzwertüberschreitungen dar.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu bedenken, daß nur ein Teil dieser Flächen als Waldgebiet bezeichnet werden kann. Immerhin könnten so von Überschreitungen des Grenzwertes von $4,0 \mu\text{g HF/m}^3$ nur mehr maximal $3,8 \text{ km}^2$ (davon sind $1,5 \text{ km}^2$ Wald) gegenüber $22,9 \text{ km}^2$ (davon 14 km^2 Wald) derzeit und von Überschreitungen des Grenzwertes von $0,9 \mu\text{g HF/m}^3$ nur mehr $21,2 \text{ km}^2$ (13 km^2 Wald) gegenüber derzeit 137 km^2 (davon liegen 20 km^2 Wald auf österreichischem Gebiet) betroffen sein.

Es zeigt sich somit, daß die Emissionsreduktion um 80% mit einer Verringerung der von Grenzwertüberschreitungen betroffenen Fläche von nahezu 85% verknüpft wäre, daß aber die auf Wald entfallende Fläche infolge der örtlichen Verteilung der Waldfläche nur um etwa 35% abnehmen würde.

11 LITERATURHINWEISE

- (1) ALFHEIM, I., WILKSTRÖM, L.: Air Pollution from Aluminium Smelting Plants I. The Emission of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and of Mutagens from an Aluminium Smelting Plant Using the Söderberg Process. August 1984. (Toxicological and Environmental Chemistry. 1984/8: 55-72).
- (2) BUNDESMINISTERIUM F. GESUNDHEIT U. UMWELTSCHUTZ: Richtlinie &. Bestimmung von Fluoriden mit dem Silberkugelsorptionsverfahren. Wien, 1977.
- (3) BUNDESMINISTERIUM F. GESUNDHEIT U. UMWELTSCHUTZ: Richtlinie 12. Durchführung von Immissionskonzentrationsmessungen. Wien, 1986.
- (4) KISSER, J.; HALBWACHS, G.; STEFAN, K.: Langjährige Untersuchungen über HF-Immissionen im Bereich eines Aluminiumwerkes und die Wirksamkeit von technischen und biologischen Gegenmaßnahmen. Executive Board Study Tour (2.-10.9.1974). Forstl. Bundesversuchsanstalt. Wien, 1974.
- (5) KOLB, H.: Immissionsklimatologie von Salzburg. Wien, 1975. (Publ.d.Lehrk.f.Theoret.Met.d. Univ.Wien. 1975/Publ.Nr.12).
- (6) KÜLSKE, S.: Überprüfung eines Vielquellenmodells durch Anwendung auf einen isolierten Flächenemittenten und parallele immissionsmessungen. Düsseldorf, 1973. (VDI-Berichte. 1973/Nr.200: 189-197).
- (7) MAYR, P.: Immissionsschutztechnisches Gutachten über die Möglichkeit einer Gefährdung von Waldkulturen durch das Aluminiumwerk der Austria Metall AG in Ranshofen. Linz, 1985.
- (8) OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG: Immissionsschutztechnisches Gutachten. Forstliches Bioindikatornetz Raum Ranshofen. Linz, 1985.
- (9) ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT: Luftreinhaltung: Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre; Ermittlung von Schornsteinhöhen und Berechnung von Immissionskonzentrationen. ÖNORM M9440. Wien, 1982.
- (10) ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT: Luftreinhaltung: Luftuntersuchung; Probenahme zur kontinuierlichen Immissionsmessung. ÖNORM M 5852. Wien, 1986.
- (11) REUTER, H.: Die Ausbreitungsbedingungen von Luftverunreinigungen in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern. Wien, 1970. (Arch.Met.Geoph.Biokl. 1970/A 19: 173-186).
- (12) REUTER, H.: Verwendung synoptischer Beobachtungen zur Klassifikation der Ausbreitungsbedingungen bei nächtlichen Temperaturinversionen. Wien, 1972. (Publ.d.Lehrk.f.Theoret.Met.d.Univ.Wien. 1972/Publ.Nr.7).
- (13) RUDOLPH, E.; HALBWACHS, G.: Das Bioindikatornetz "Inn-Salzach-Gebiet" - ein grenzüberschreitendes Meßnetz. Hamburg, 1983. (European Journal of Forest Pathology. 1983/13, 5-6: 334-343).
- (14) SOMMER, R.; STUBENRAUCH, J.: Fluorimissionsmessungen Aluminiumwerk Ranshofen-Berndorf AG. Linz, 1982.
- (15) TA-LUFT: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (Fassung vom 28.8.1974). GMBI. S.426, 4.9.1974.

- (16) TA-LUFT: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (Fassung vom 27.2.1986). GMBI. S.95, 1986.
- (17) TURNER, D.B.: A Diffusion Model for Urban Areas. 1964. (Journal of Applied Met. 1964/3: 83-91).
- (18) VEREIN DEUTSCHE INGENIEURE: VDI-Richtlinie Auswurfsbegrenzung: Aluminiumoxidgewinnung und aluminiumschmelzflußelektrolyse. VDI 2286. VDI Verlag GmbH. Düsseldorf, 1974.
- (19) VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE: Entwurf zur VDI-Richtlinie Emissionsminderung: Aluminiumschmelzflußelektrolyse. VDI 2286 (Gründruck). VDI Verlag GmbH. Düsseldorf, 1987.
- (20) ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK: Windverhältnisse in Oberösterreich. Unveröffentlichtes Manuskript.

ANHANG A

Methode der Probenahme und Analyse der Fluoriddepositionsmessungen

1 Sammlung

Zur Sammlung wurden Kunststoffgefäße der Bezeichnung "vitri" fresh-o-durR Art.2349 aus Hostalen mit einem Volumen von 1250 ml, einer Höhe von 20,5 cm und einem Öffnungsquerschnitt von 10,3 cm verwendet (Auffangfläche 83,3 cm²). Diese Gefäße wurden auf verzinkten Eisenstangen in einem Korb aus kunststoffbeschichtetem Metallgeflecht befestigt, sodaß sie in einer Höhe von etwa 1,50 m über Grund exponiert wurden. Das Drahtgeflecht wurde zu einem Vogelschutz gestaltet. Um Aussagen über die Reproduzierbarkeit als Maß für die Streuung der Depositionswerte machen zu können, wurden an etwa der Hälfte der Meßstellen 2 Kunststoffgefäße montiert. Die Abbildung A1 zeigt die gesamte Probenahmeverrichtung.

In die Sammelbehälter wurden am Beginn jeder Meßserie 100 ml destilliertes Wasser vorgegeben, um stets eine vergleichbare Oberfläche zur Verfügung zu haben und eventuelle Wiederaustragungen zu verhindern.

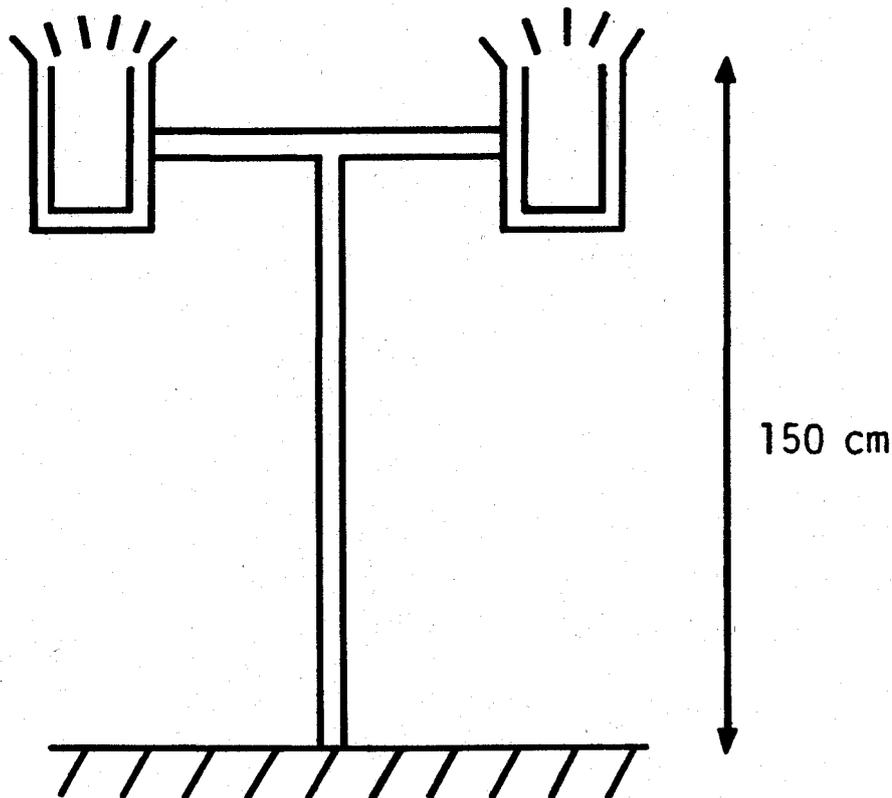


Abb.A.1: Probenahmeverrichtung zur Messung der Fluoriddeposition

2 Analyse

Am Ende jeder Expositionsperiode wurden die Sammelgefäße verschlossen und zur Analyse ins Labor nach Wien gebracht. Zunächst wurde die gesammelte Niederschlagsmenge mittels Differenzwägung bestimmt. Die Bestimmung der F^- -Konzentration erfolgte mittels ionensensitiver Elektrode (Orion, cat.no. 960900).

Es wurde 1 ml der zu analysierenden Lösung mit 1 ml TISAB-Lösung versetzt (TISAB-Lösung: Total Ionic Strength Adjustment Buffer).

Herstellung der TISAB-Lösung:

500 ml destilliertes Wasser

57 ml Eisessig p.a.

58 g NaCl p.a.

4 g CDTA (Cyclohexylendinitrilotetraessigsäure)

mit 5 M NaOH auf pH 5,5 einstellen und mit entionisiertem Wasser auf 1000 ml auffüllen.

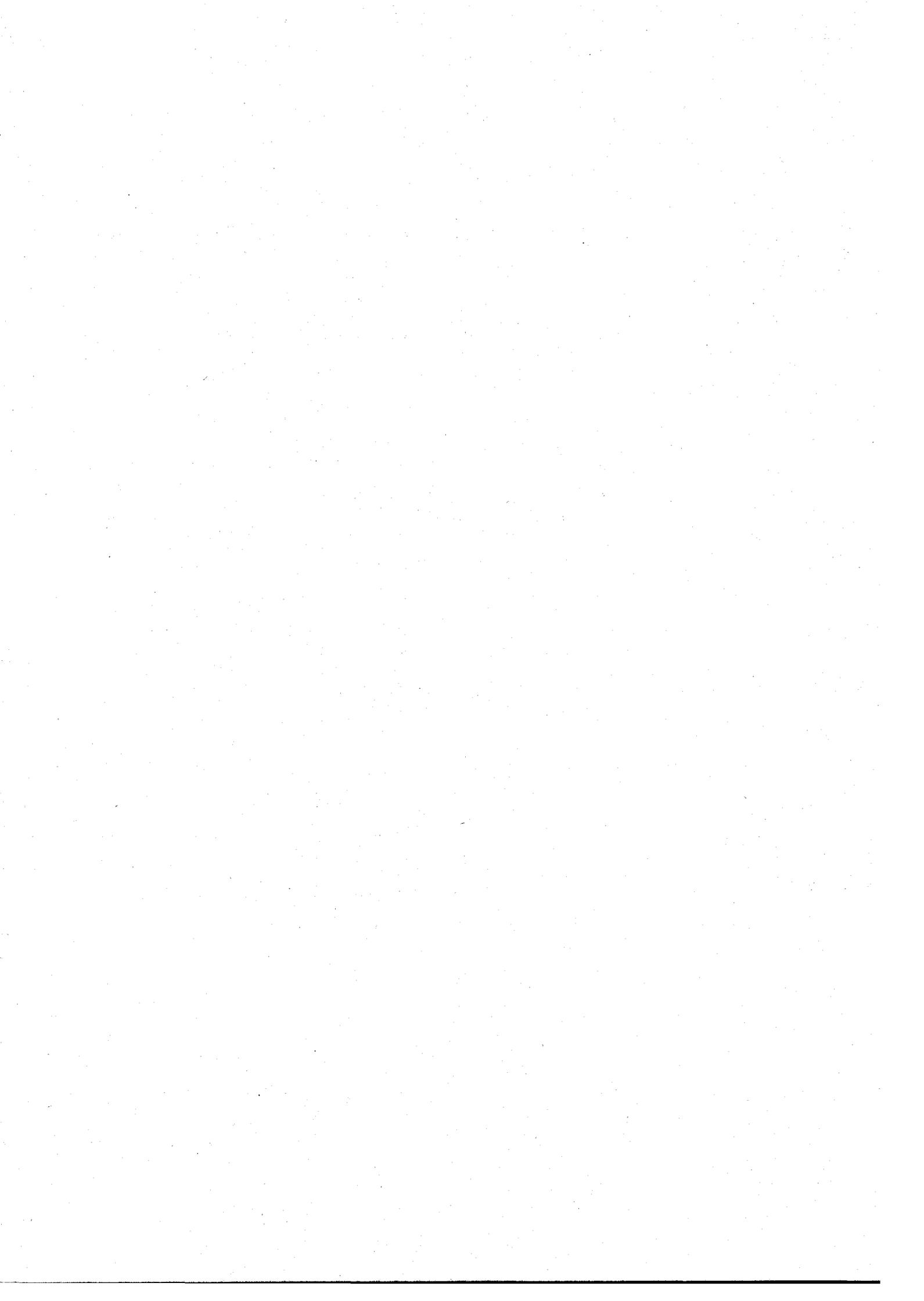
Der erhaltene Wert für das Elektrodenpotential wurde mittels einer Eichkurve in den entsprechenden Konzentrationswert umgerechnet. (Die Eichkurve wurde erhalten, indem von wässrigen NaF-Eichlösungen – ebenfalls nach 1:1 Verdünnung mit TISAB – das Elektrodenpotential bestimmt worden war.)

Aus dem so erhaltenen Wert der F^- -Konzentration und der Niederschlagsmenge kann die Gesamtdeposition errechnet werden. Diese Gesamtdeposition wurde zum Zwecke der Vergleichbarkeit auf eine Deposition je Tag und m^2 umgerechnet.

3 Verfahrenskenngrößen

Nachweisgrenze: 0,02 mg F^- /ml, das entspricht 8,5 $\mu g F^- m^{-2} d^{-1}$ (unter Zugrundelegung einer Meßperiode von 2 Wochen).

Aus den Parallelmessungen wurde eine relative Standardabweichung von $\pm 10\%$ bestimmt.



A N H A N G B

Ergebnisse der Fluoriddepositionsmessungen

Tab.B1: Ergebnisse der Fluoridpositionsmessungen mittels Bergerhoffbechern in der Einheit $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2\text{d}$

Meßstelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Niederschlag (mm)	-	-	-	-	-	24,0	31,4	16,3	50,9	45,2	43,1	25,9	34,5	24,5	26,6	36,6	21,3	11,1	1,6	68,8	26,3	15,5	0,7
1 Lachforst Jungwald	130	157	222	100	187	364	717	327	962	319	306	573	1099	155	482	420	952	1050	546	886	939	668	1079
2 Lachforst Mitte	51	74	126	100	104	425	393	178	549	219	161	156	718	100	569	35	263	435	-	-	-	-	-
3 Enknach	47	75	105	134	88	152	366	160	258	151	121	107	434	108	66	22	159	448	134	487	213	307	188
4 Werkswald	800	1788	2434	2687	13913	8605	17919	9826	10433	22821	11055	6282	8669	1171	9322	15275	5847	3219	1736	23966	13819	4452	4419
5 Lachforst	1680	677	440	783	1409	1934	3151	1745	2048	3793	4024	1674	2199	621	1945	2077	1062	845	1793	3135	4449	1497	2131
6 Kühberg	649	613	267	372	948	678	1234	548	1042	2050	2316	683	1232	203	581	589	469	318	685	1333	1832	531	612
7 Schottergrube 1	503	187	273	369	914	604	1814	811	1033	1924	1160	1058	733	136	1790	1282	768	472	545	1924	1748	607	1035
8 Luftgüte Braunau	286	112	335	253	680	120	639	295	308	313	272	292	212	107	475	284	267	265	124	938	627	322	579
9 HTL Braunau	157	89	178	252	694	235	275	214	306	216	207	141	284	83	545	130	293	177	189	912	443	489	595
10 AMAG Brunnen	436	102	198	109	460	234	358	354	458	286	438	2458	672	334	537	320	631	426	244	1190	622	592	1107
11 Ranshofen	283	98	147	102	233	207	380	159	351	184	266	166	479	105	260	109	302	172	-	620	590	577	731
12 Aabelbauer Feld	5350	5200	6640	1642	2260	1002	3357	1772	1424	530	2468	1145	906	423	674	1161	2115	1879	1375	2260	3572	7444	5132
13 Aabelbauer Straße	4450	4995	4631	1429	2771	1811	2646	1299	1914	336	1694	753	685	241	653	920	1509	1349	1073	1490	2958	5587	4053
14 Schottergrube 2	1400	513	1021	435	381	802	1505	497	1111	312	624	334	470	241	597	231	534	567	738	1351	2119	3006	2163
15 Mühle	422	536	557	167	245	172	452	306	332	230	311	248	378	247	329	335	451	311	745	382	1002	2019	1081
16 Steffelmayr	168	201	601	269	295	264	281	103	214	205	252	137	220	173	162	88	301	-	-	-	-	-	-
17 Überackern Ost	146	210	322	163	135	164	351	175	190	171	165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18 Überackern West	134	155	356	135	107	364	60	237	257	219	181	127	619	120	47	65	216	101	176	160	446	389	316
19 Barsdorf	43	92	157	116	112	157	199	123	164	211	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20 Berndorf	40	72	144	148	72	252	187	343	179	186	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21 Wiesmaiern	50	150	199	64	155	199	393	169	253	163	148	108	196	72	121	67	281	123	185	216	316	500	671
22 Hailbauer	167	110	120	145	654	148	480	301	387	574	437	318	307	62	-	268	-	-	308	-	-	-	-
23 Edhof	57	111	127	152	231	160	354	150	272	277	113	180	228	93	247	78	459	-	86	108	-	-	-
24 Buch	128	116	116	152	247	179	563	243	164	514	528	552	294	77	305	236	160	105	118	344	420	173	169
25 Maming	65	90	104	102	201	19	214	233	174	337	172	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26 Gunderding	65	115	126	100	118	117	283	235	189	275	280	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27 Landesstraße	92	92	133	148	196	281	274	220	355	456	499	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28 Unterbergham	60	92	117	131	253	48	272	271	228	297	201	331	201	51	185	135	125	111	148	418	437	77	132
29 Nöfing	98	65	97	100	241	32	320	206	278	254	160	223	207	88	294	233	194	124	51	553	386	130	155
30 Mefhütte Waldrand	-	-	-	-	-	-	1979	1189	1526	273	1720	807	632	344	536	694	1713	1758	2172	2148	3195	6119	5280

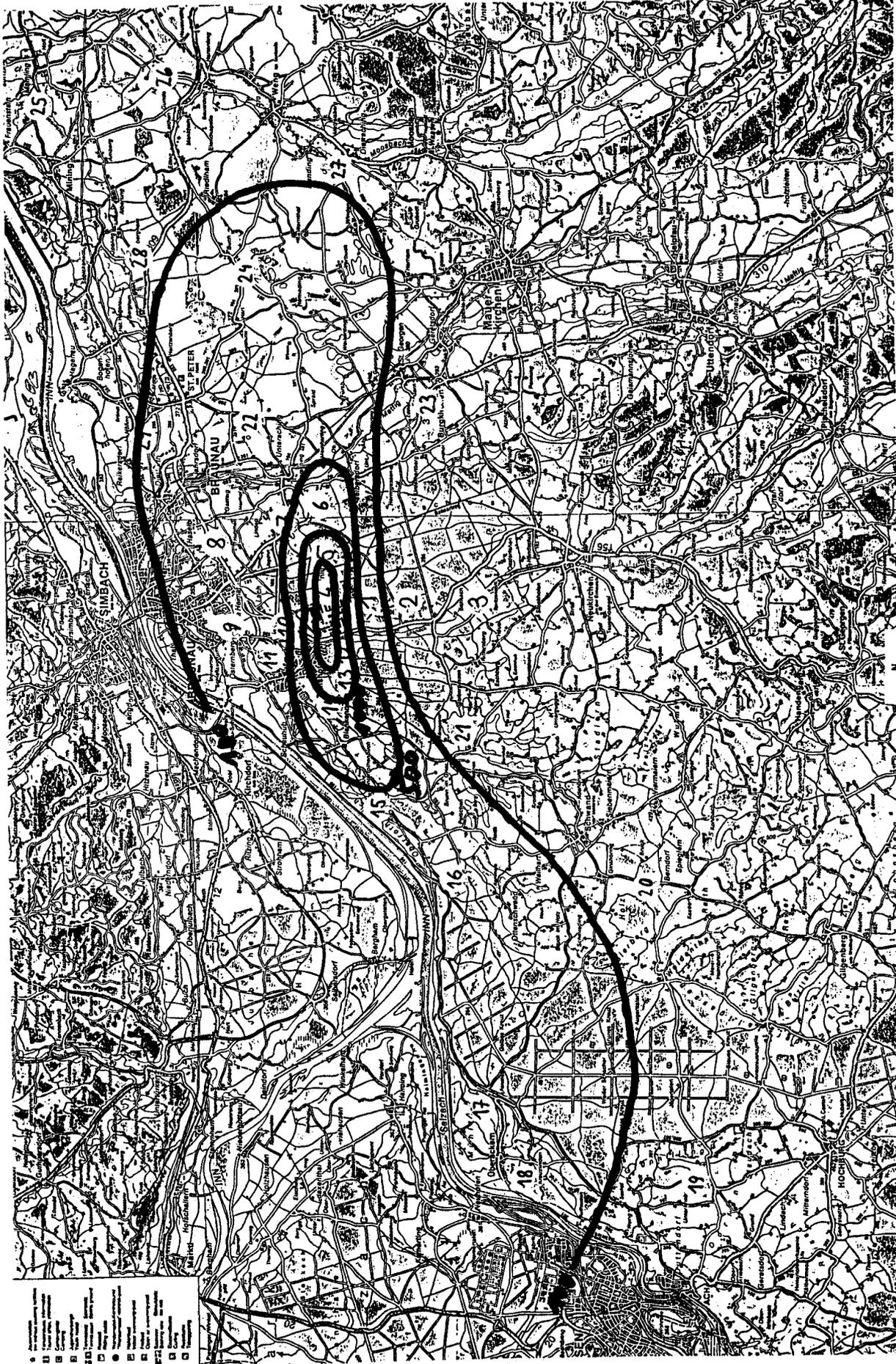


Abb.B1: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen

Meßperiode 1: 20./21.1.-4.2.1986

Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F/m}^2 \text{ d}$

Abb.B1

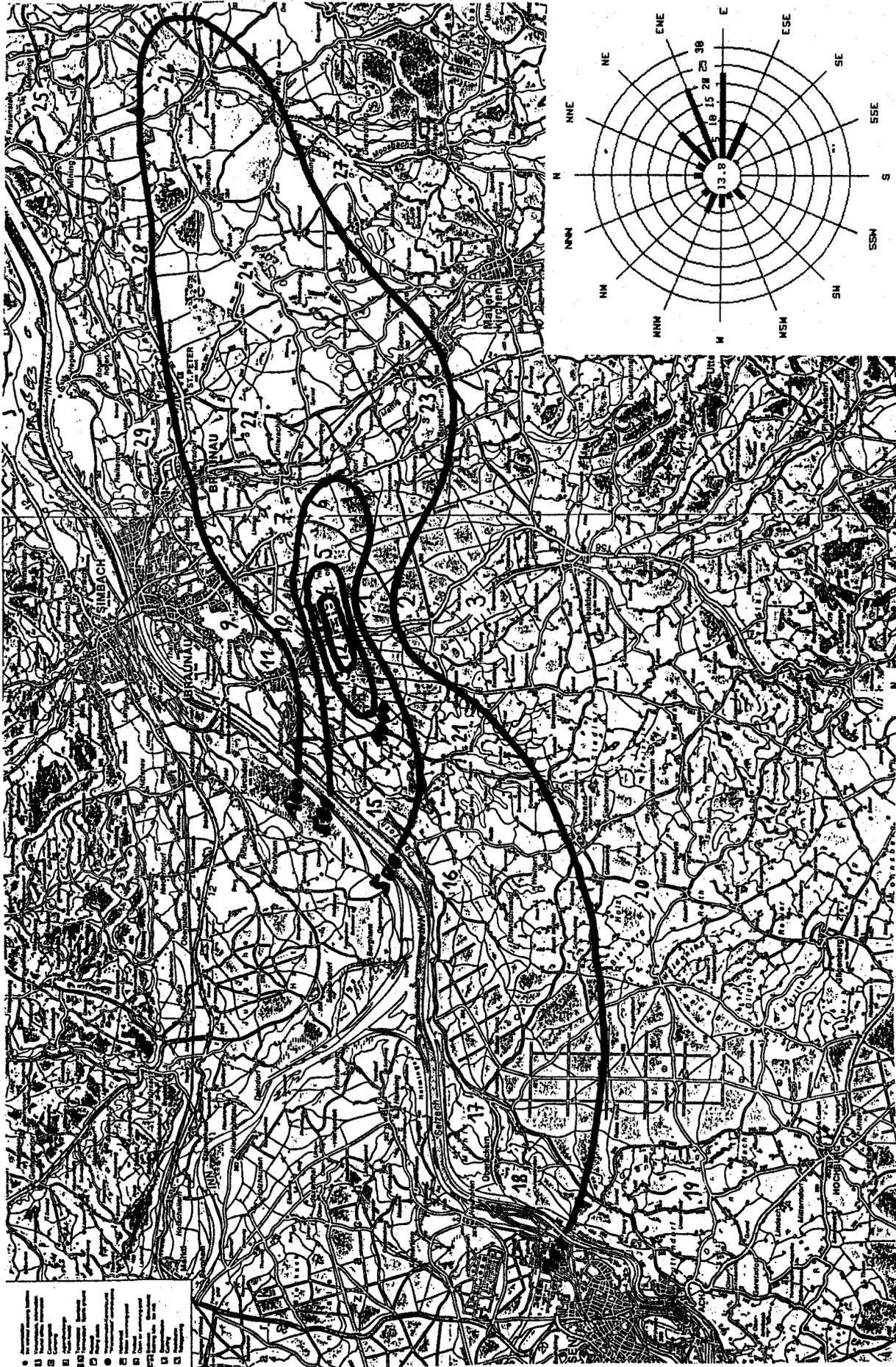


Abb.B2: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 2: 4.2.-18.2.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F}^7/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb.B2

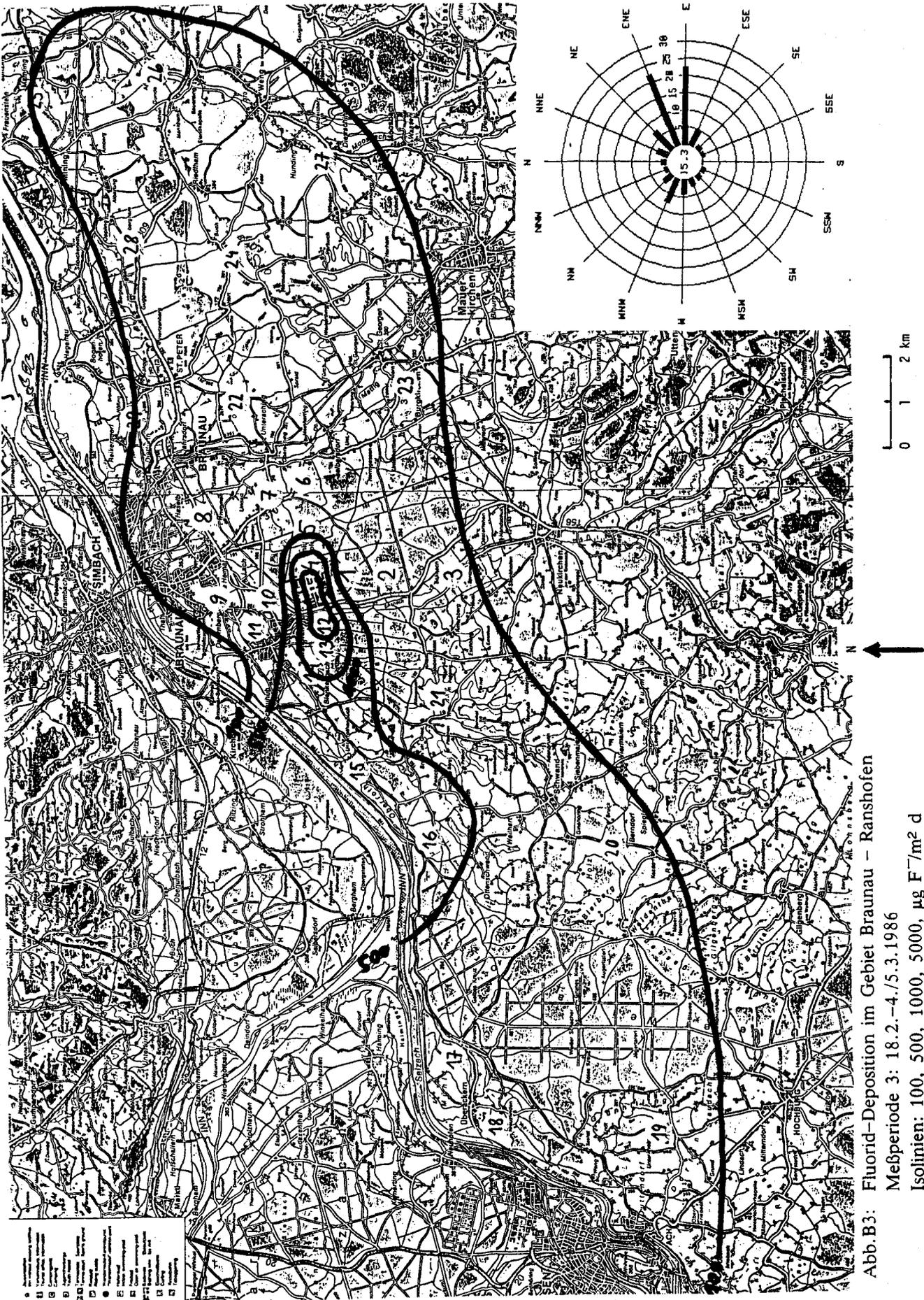


Abb.B3: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 3: 18.2.-4./5.3.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb.B3

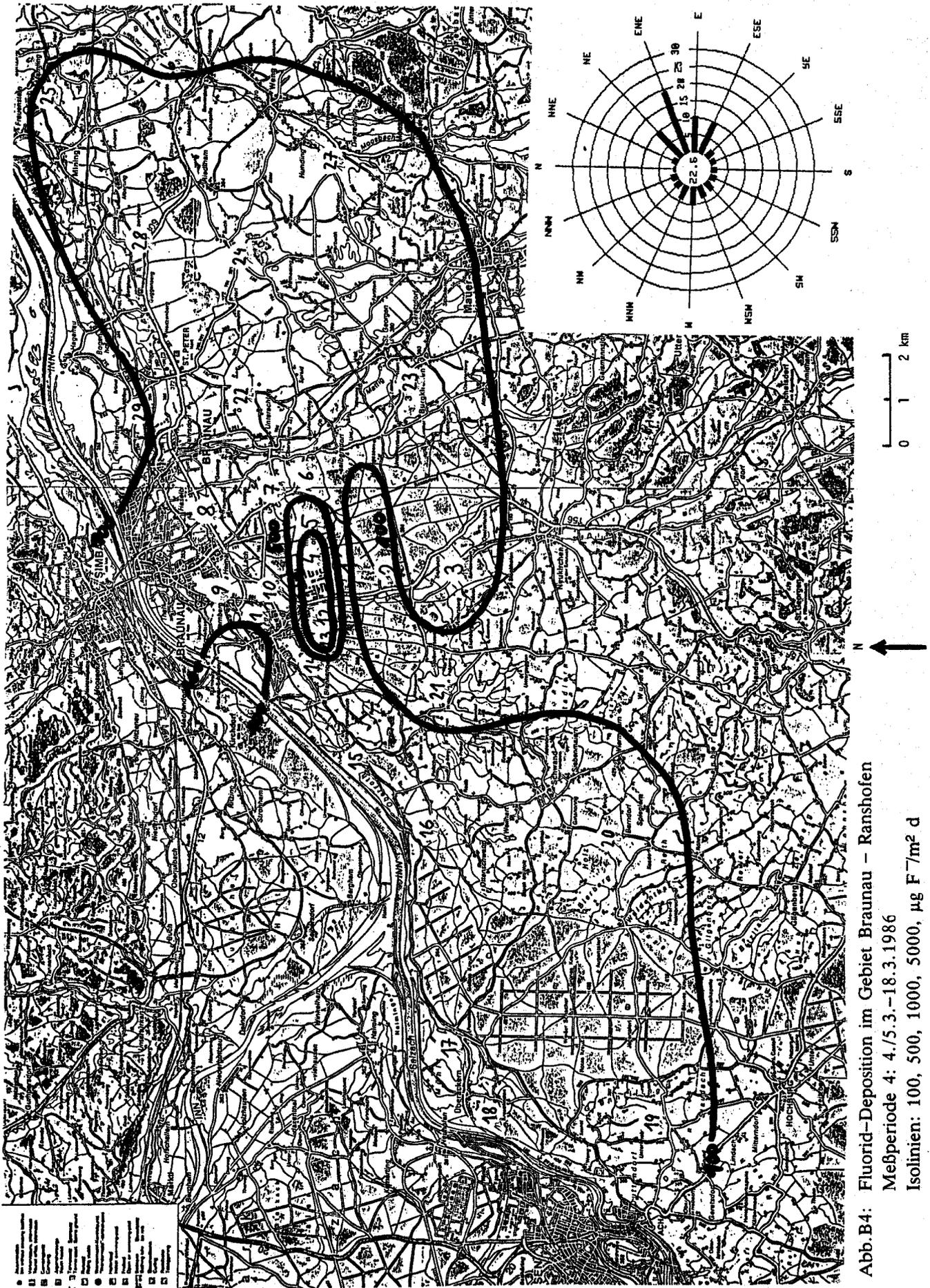


Abb. B4: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 4: 4./5.3.-18.3.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F}^7/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B4

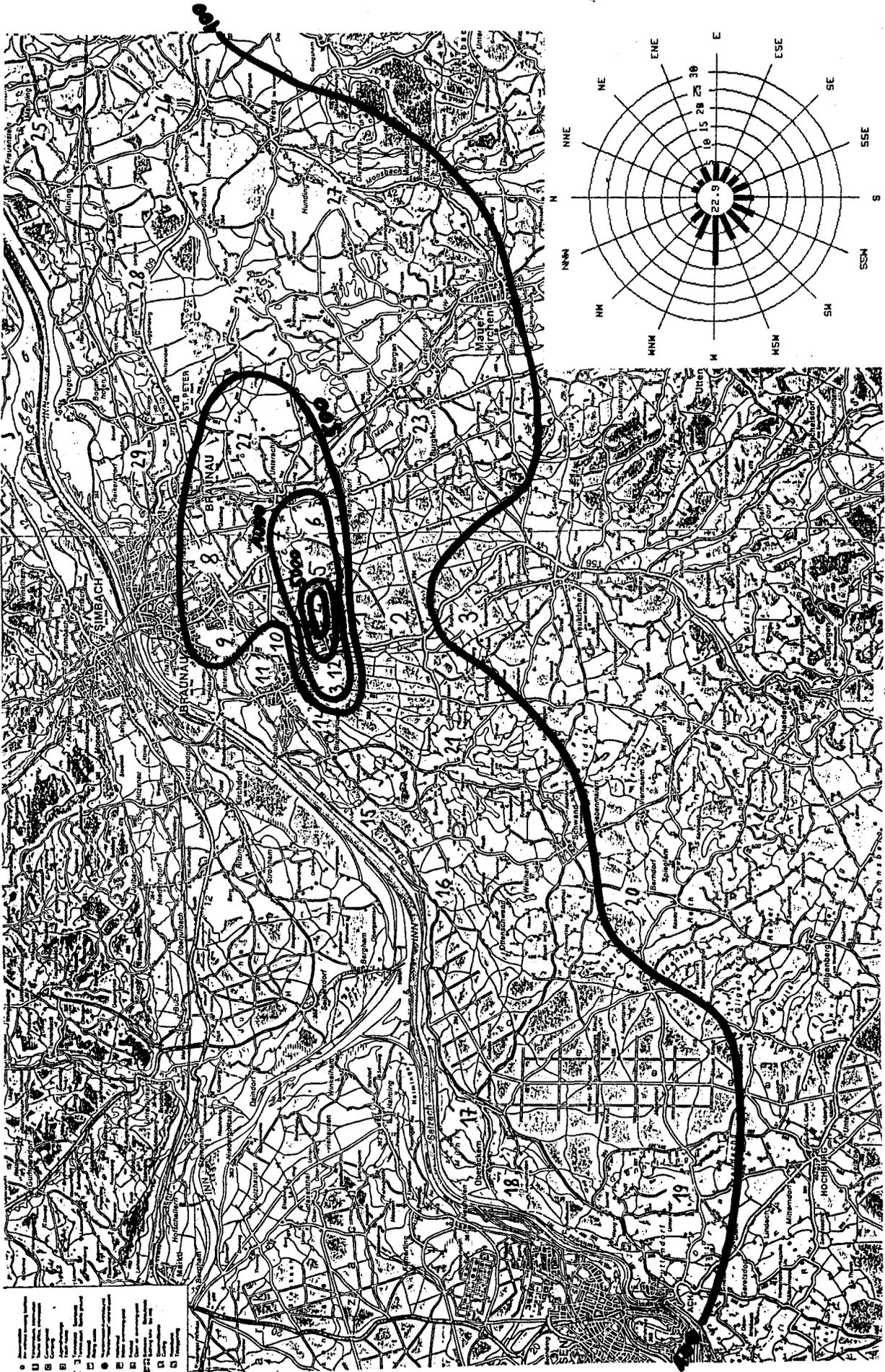


Abb. B5

Abb. B5: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen

Meßperiode 5: 18.3.-2.4.1986

Isolimien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

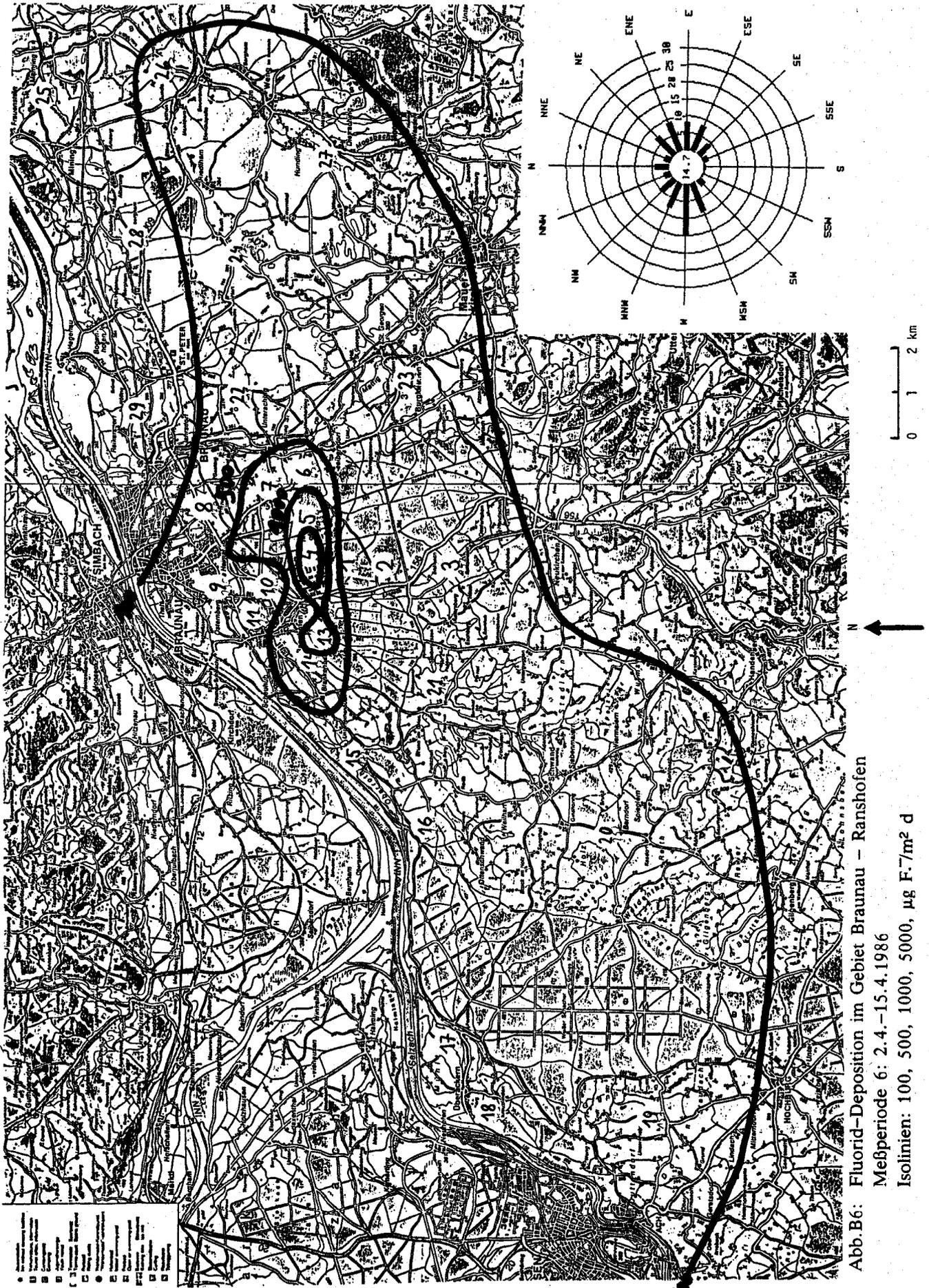


Abb. B6

Abb. B6: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Messperiode 6: 2.4.-15.4.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, $\mu\text{g F./m}^2 \text{ d}$

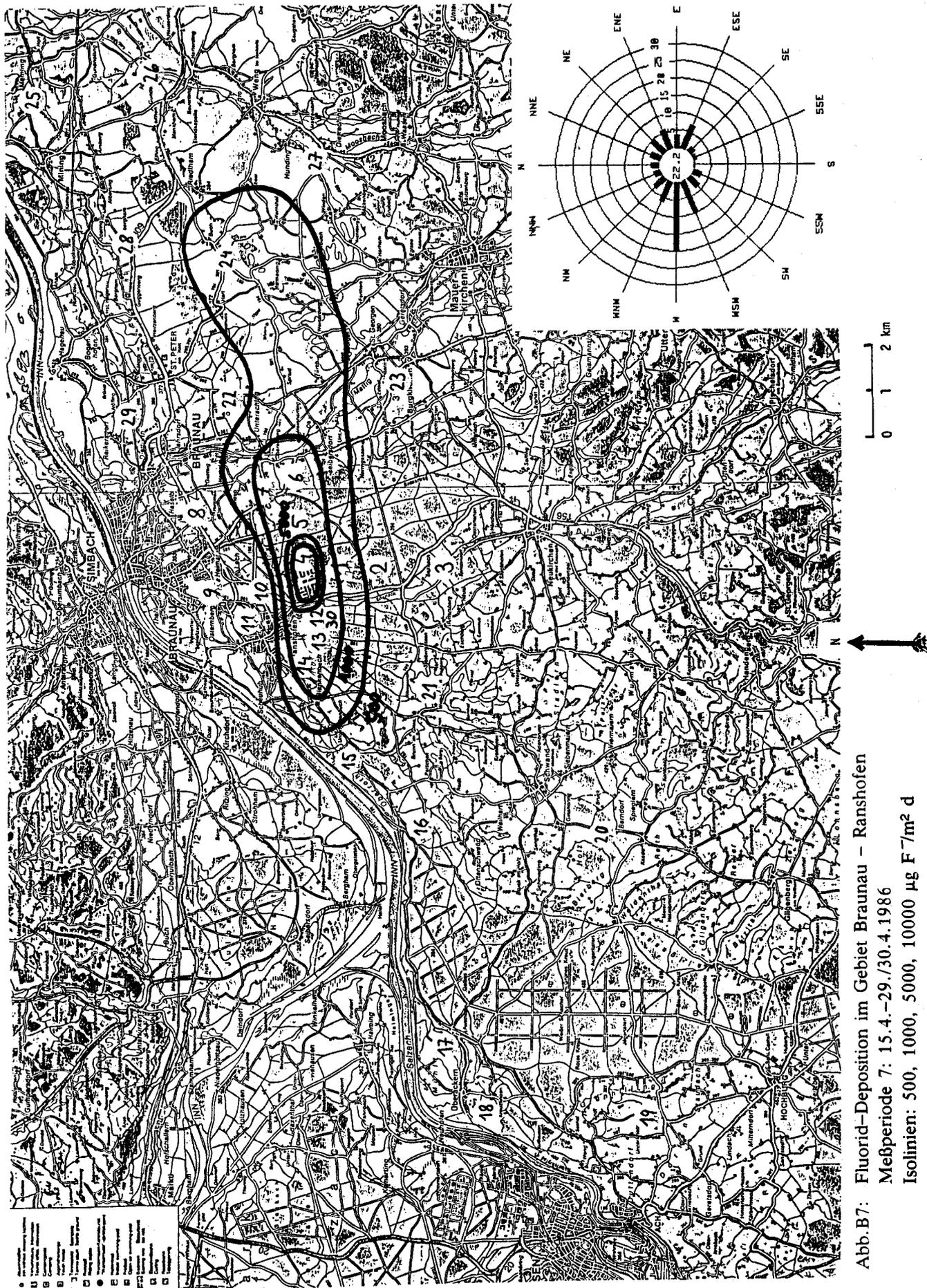


Abb. B7: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 7: 15.4.-29./30.4.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B7

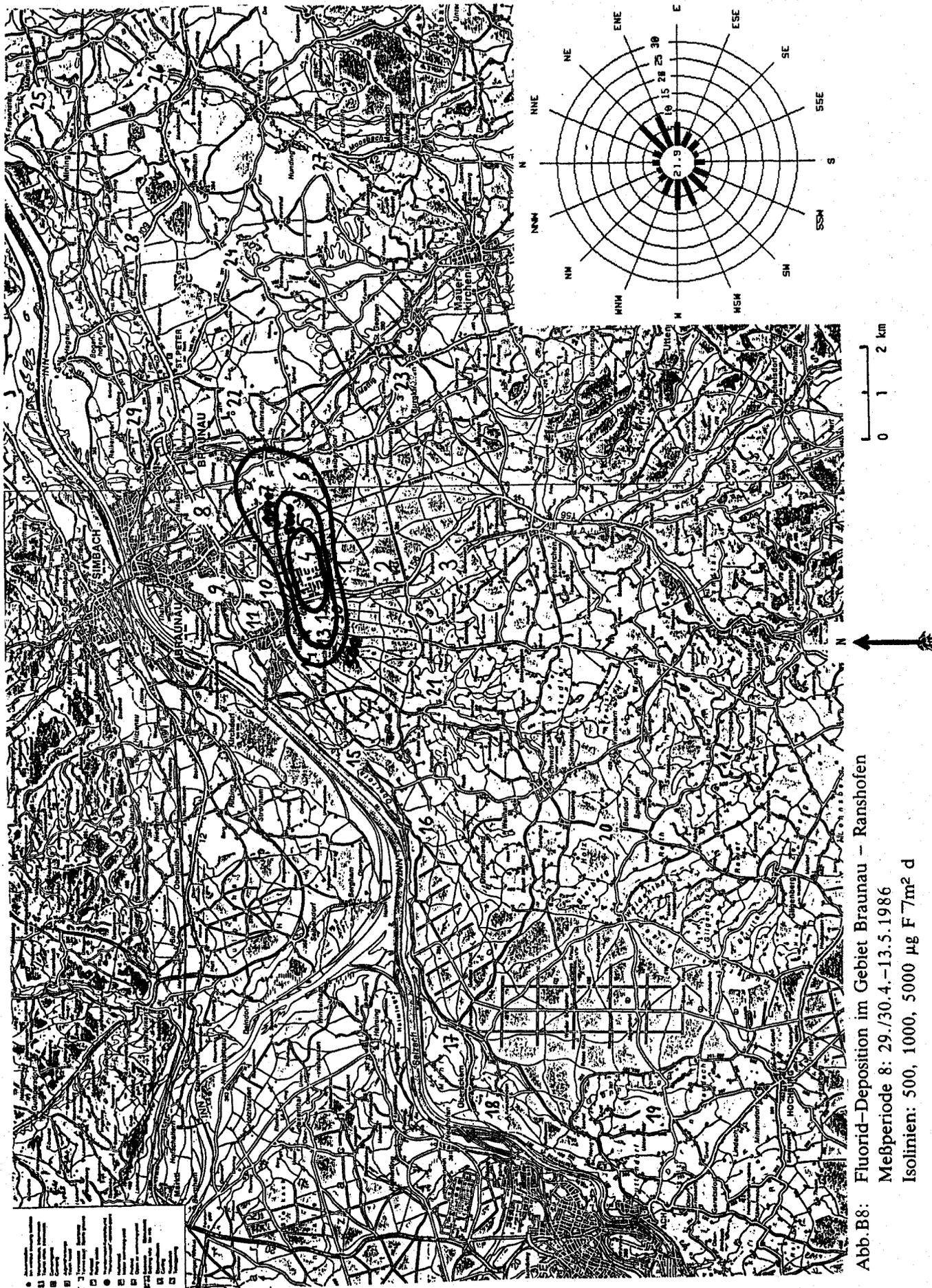


Abb. B8: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Messperiode 8: 29./30.4. - 13.5.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F } 7\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B8

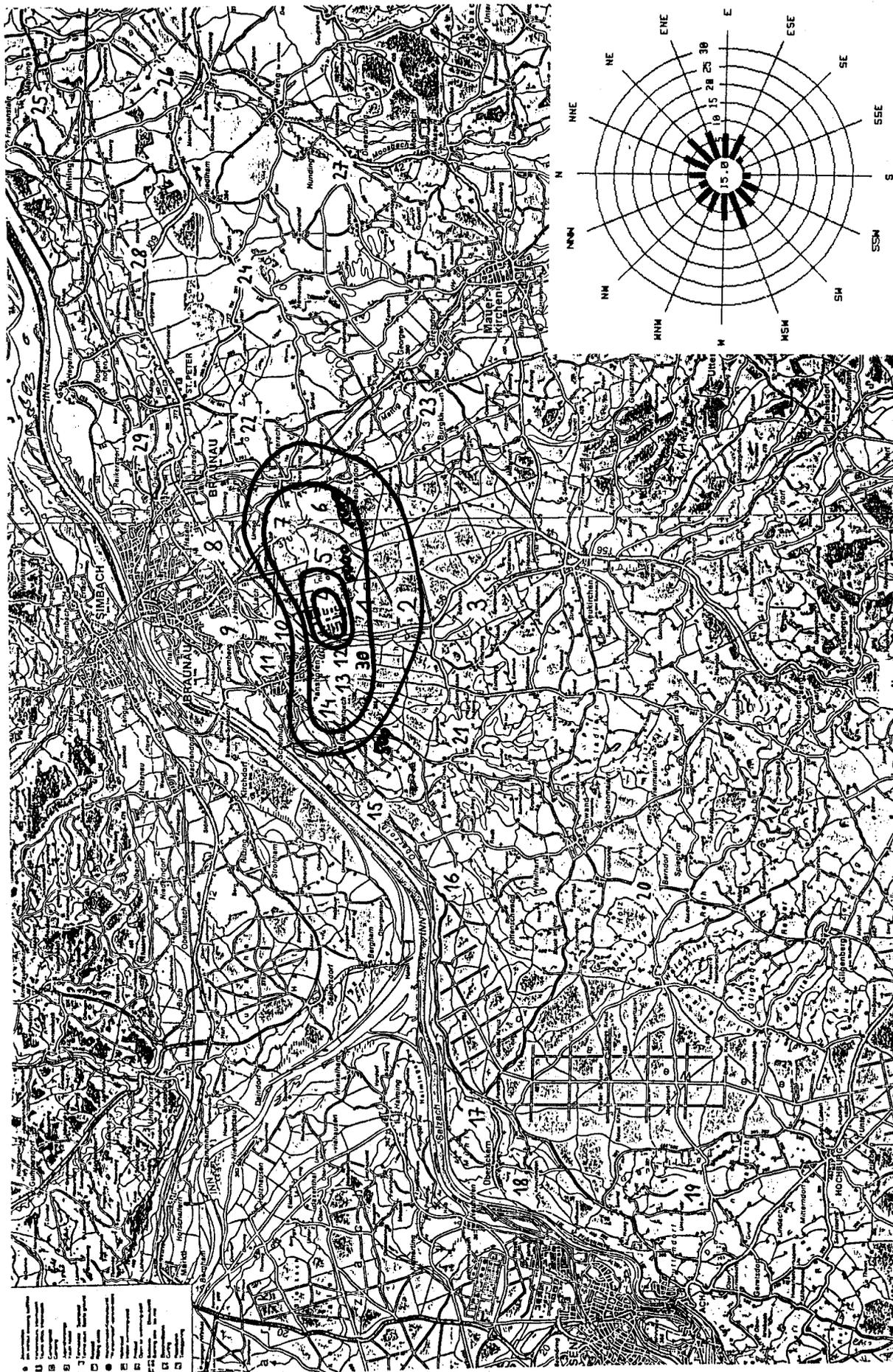


Abb. B9



Abb. B9: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 9: 13.5.-27.5.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

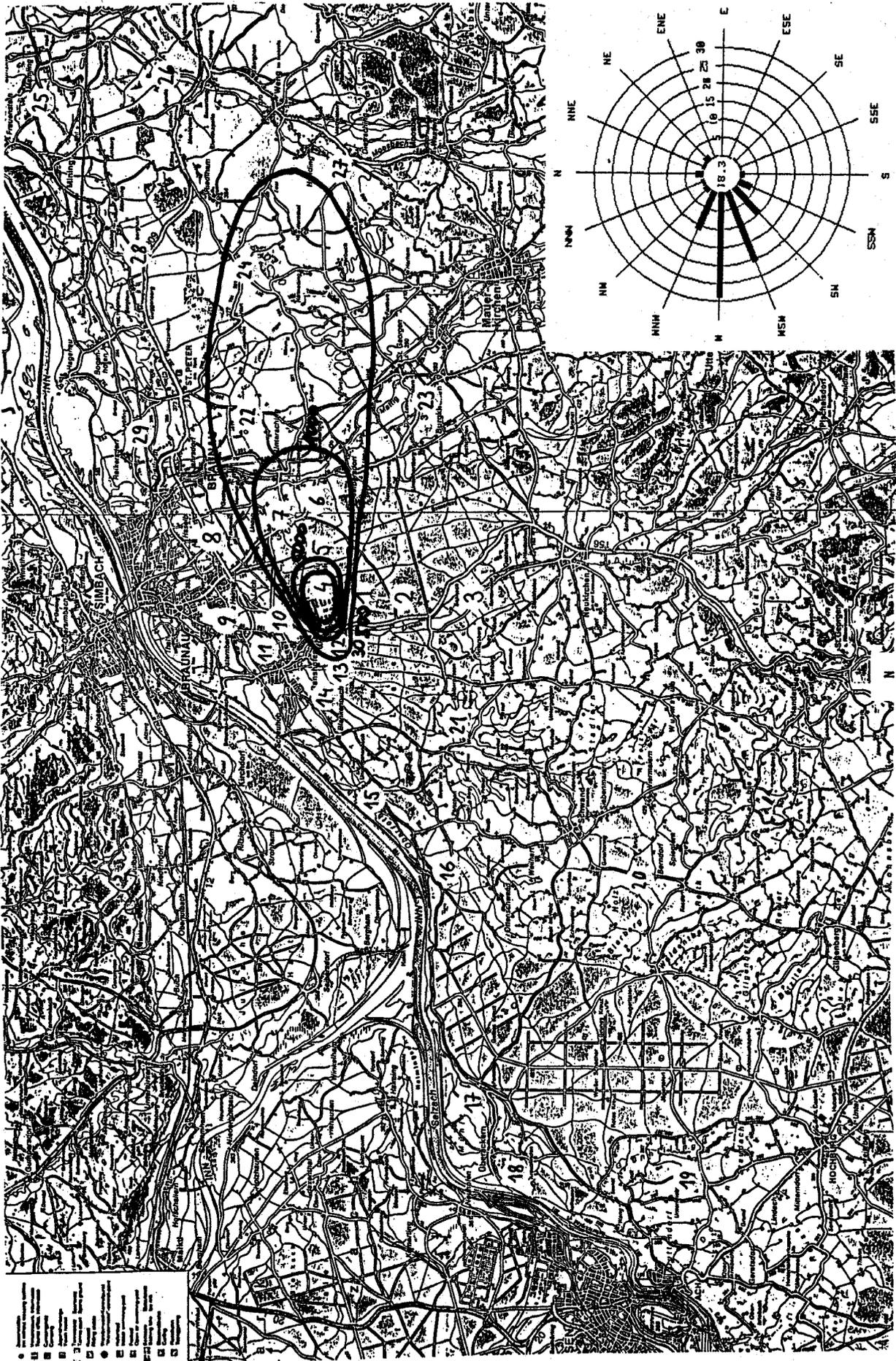


Abb.B10

Abb.B10: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Messperiode 10: 27.5.-9.6.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

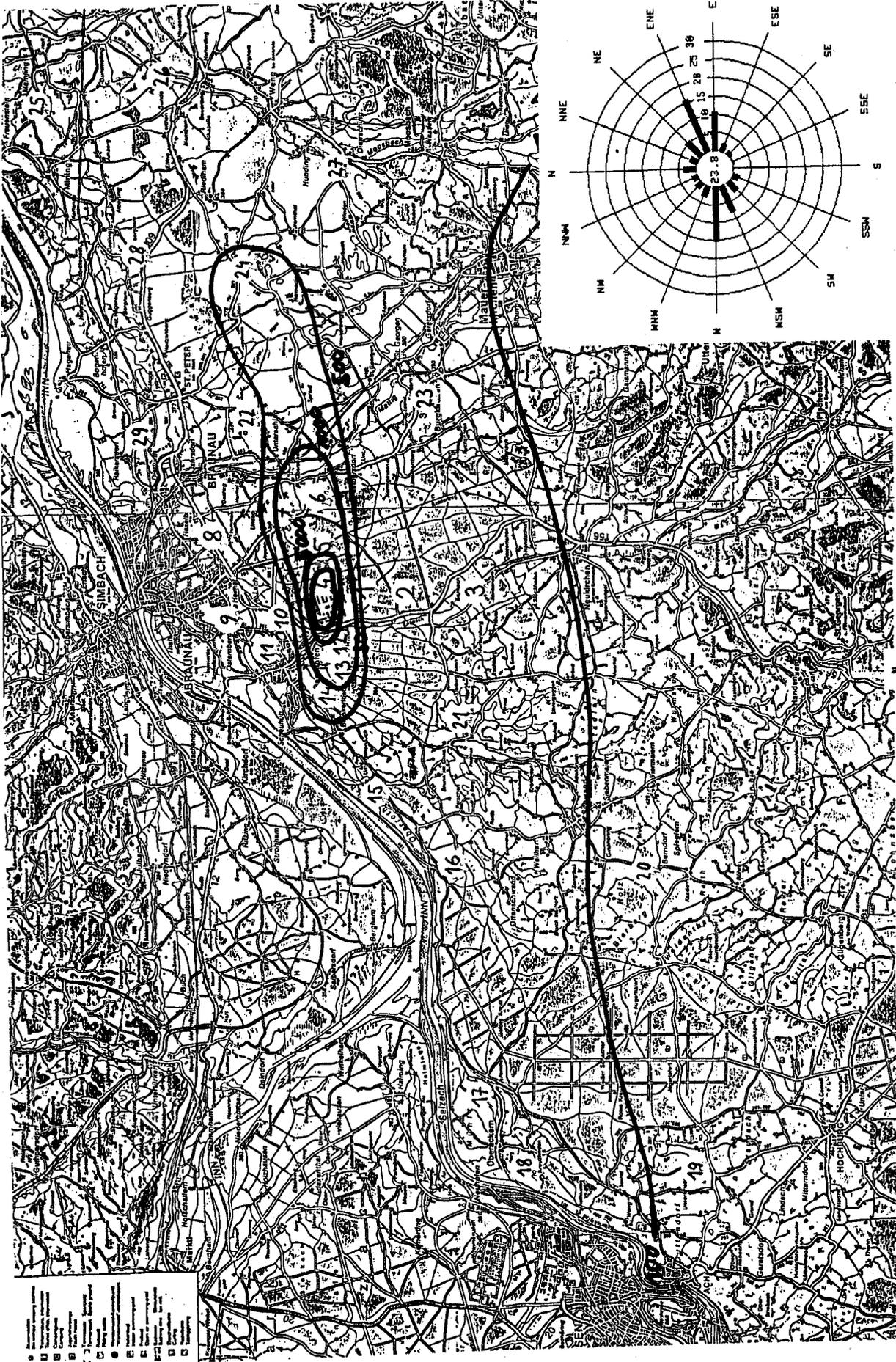


Abb.B11

Abb.B11: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Messperiode 11: 9.6.-24.6.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, 10000 µg F/m² d



Abb.B12

Abb.B12: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Messperiode 12: 24.6.-9.7.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

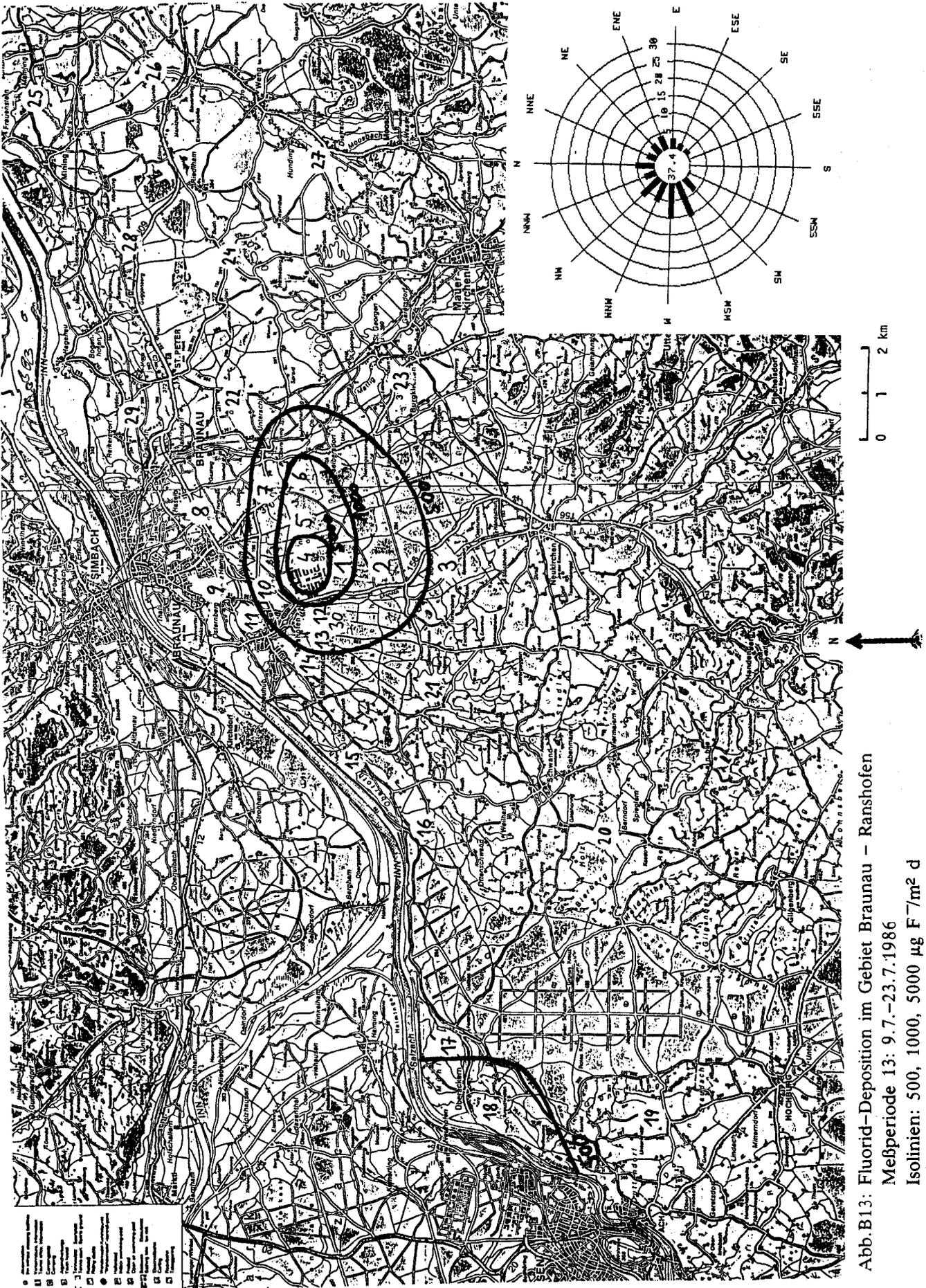


Abb.B13

Abb.B13: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 13: 9.7.-23.7.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

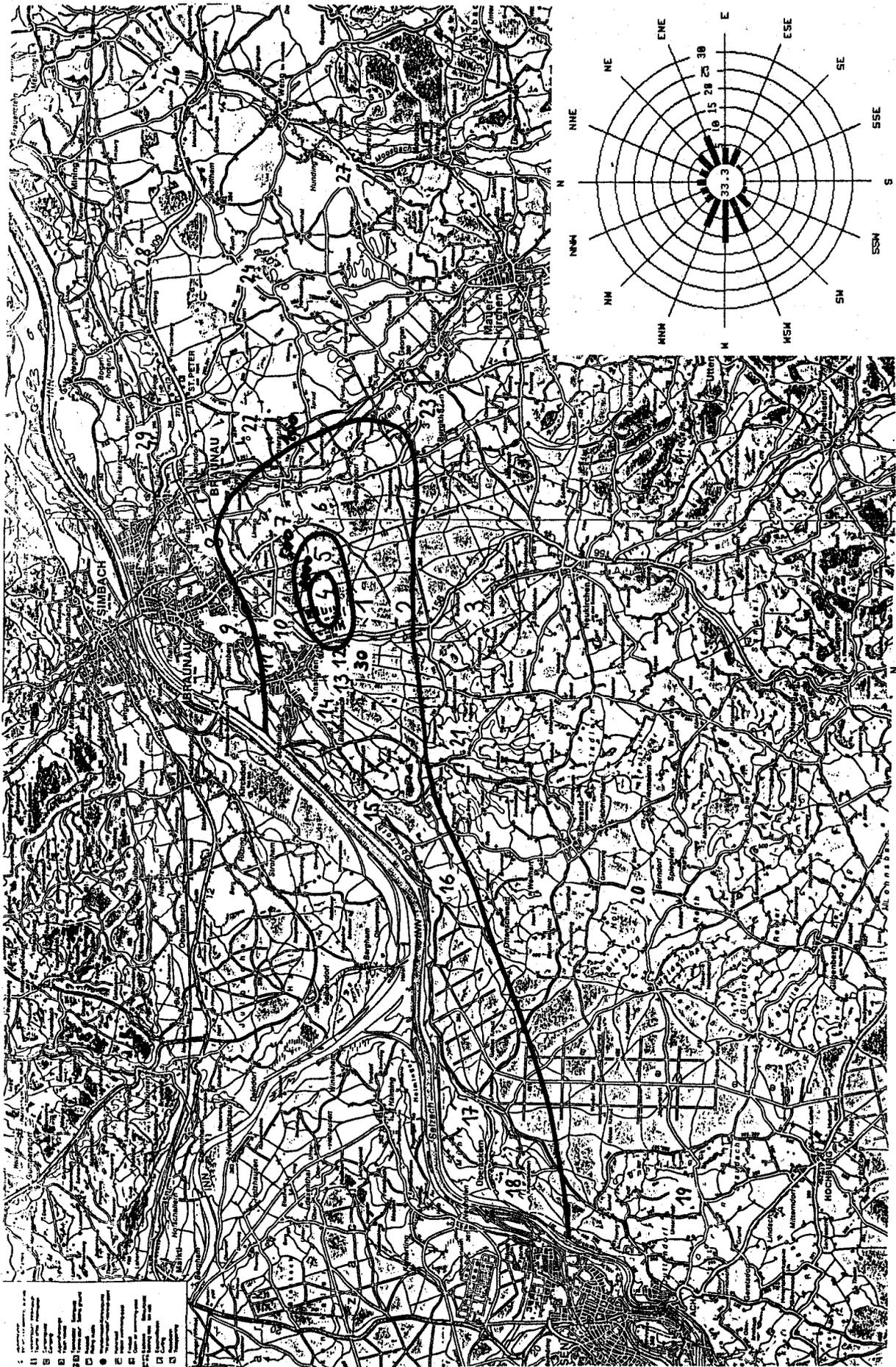


Abb. B.14: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 14: 23.7.-6.8.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B.14

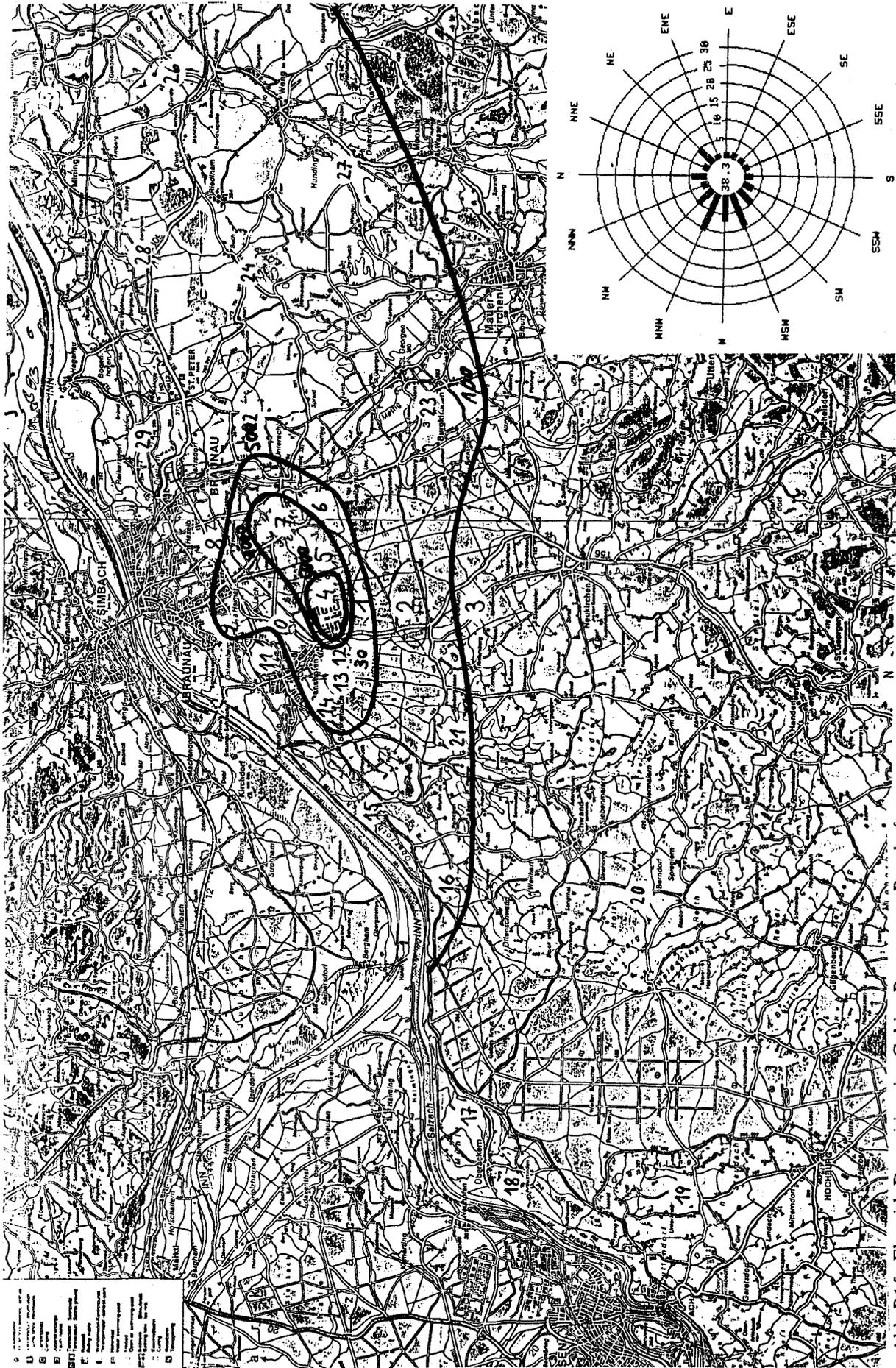


Abb. B15: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 15: 6.8.-19.8.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}^7/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B15

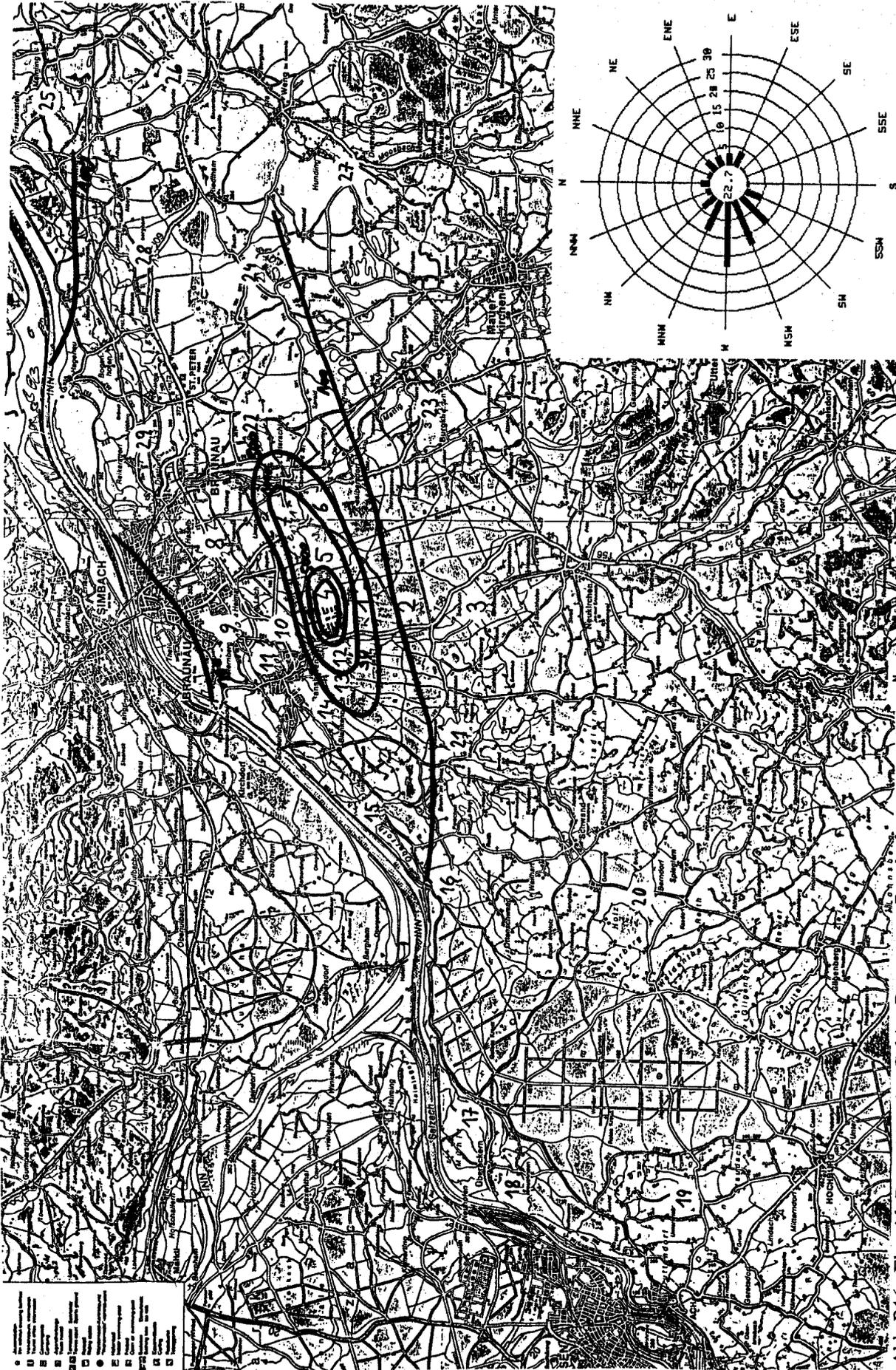


Abb.B16: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen

Meßperiode 16: 19.8.-2.9.1986

Isolinien: 100, 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F} / \text{m}^2 \text{ d}$

Abb.B16

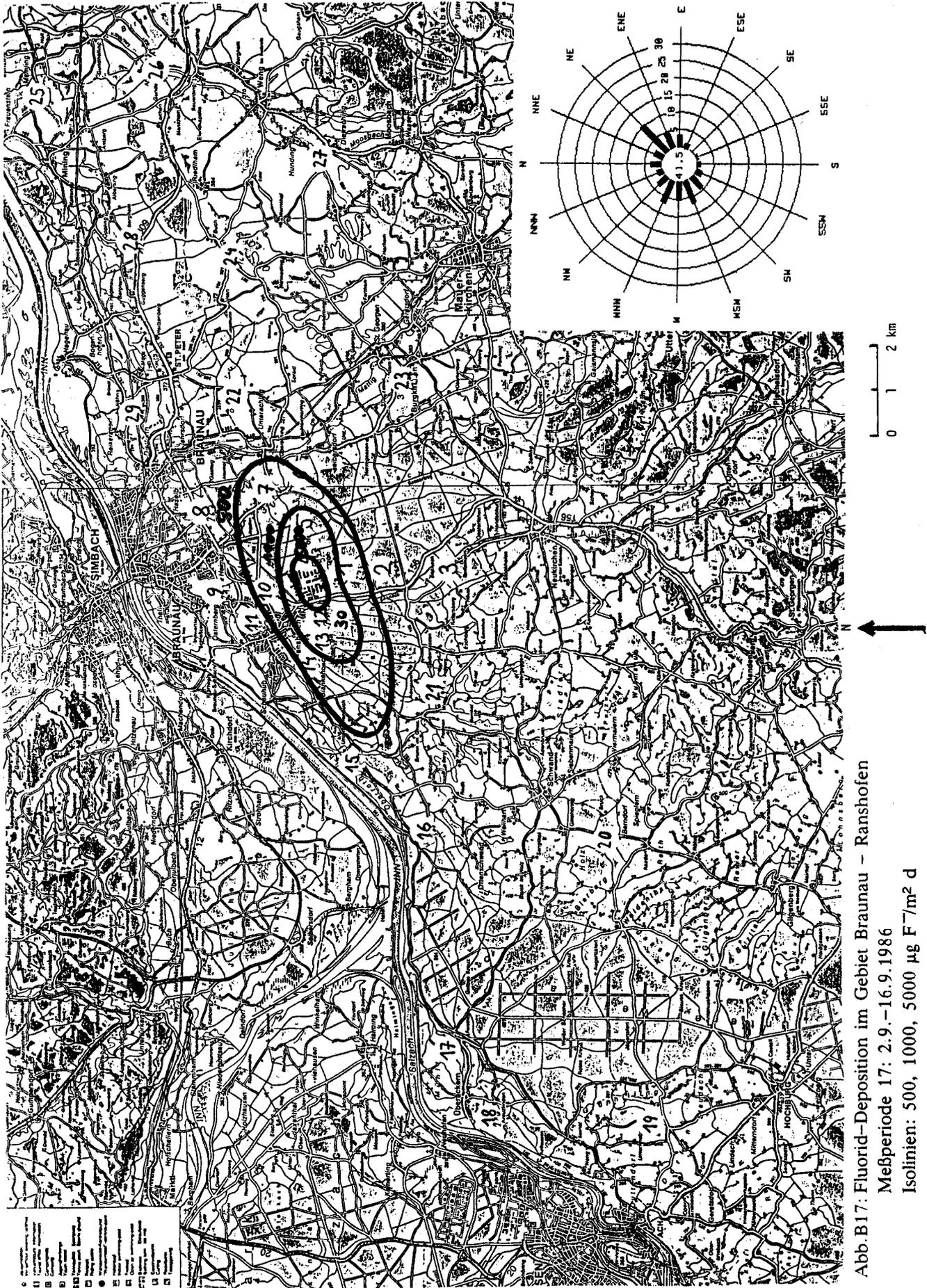


Abb. B17

Abb. B17: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 17: 2.9.-16.9.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}^7/\text{m}^2 \text{ d}$

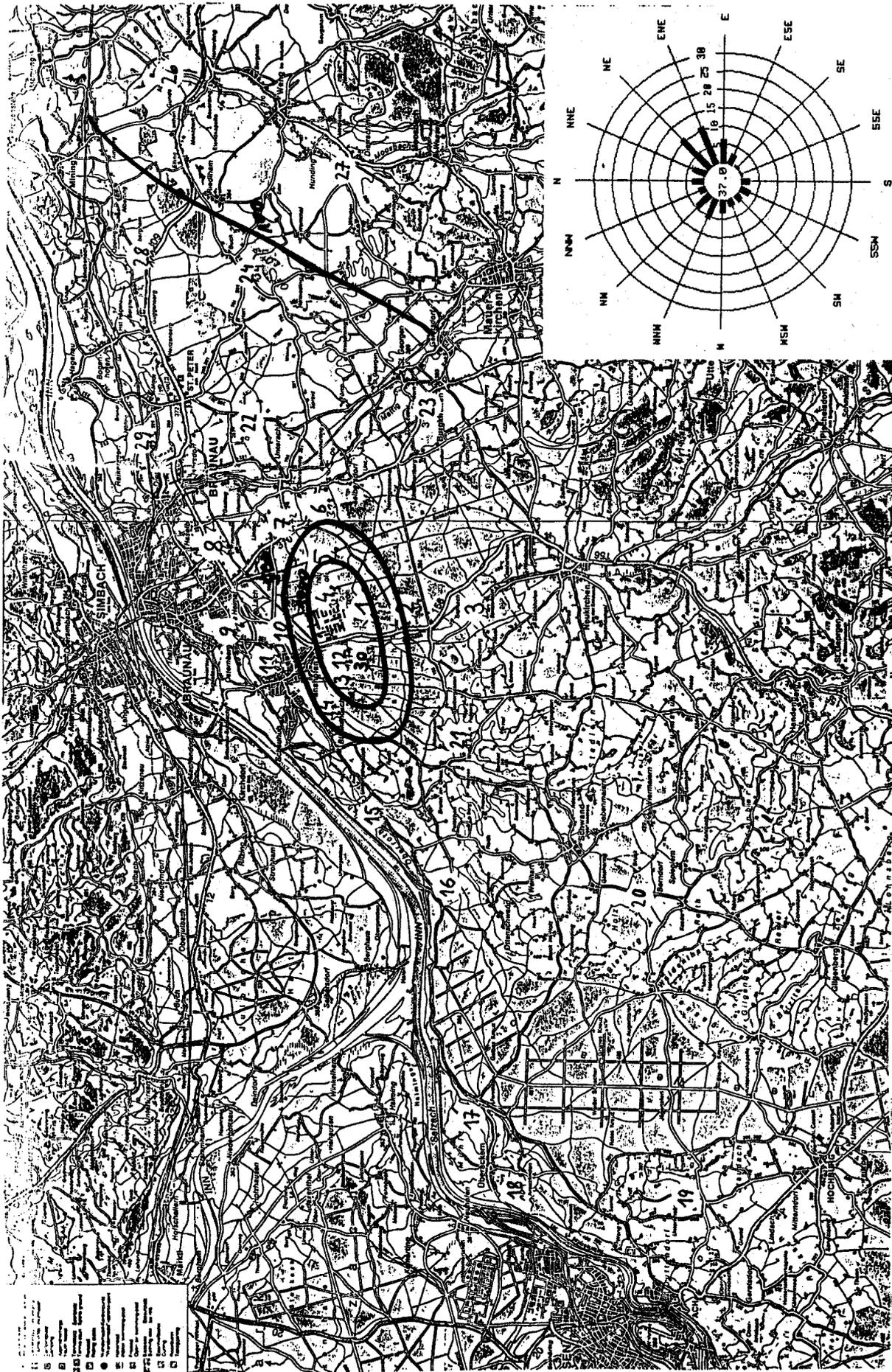


Abb.B18: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 18: 16.9.-30.9.1986
Isolinien: 100, 500, 1000 $\mu\text{g F}^7\text{m}^2 \text{ d}$

Abb.B18

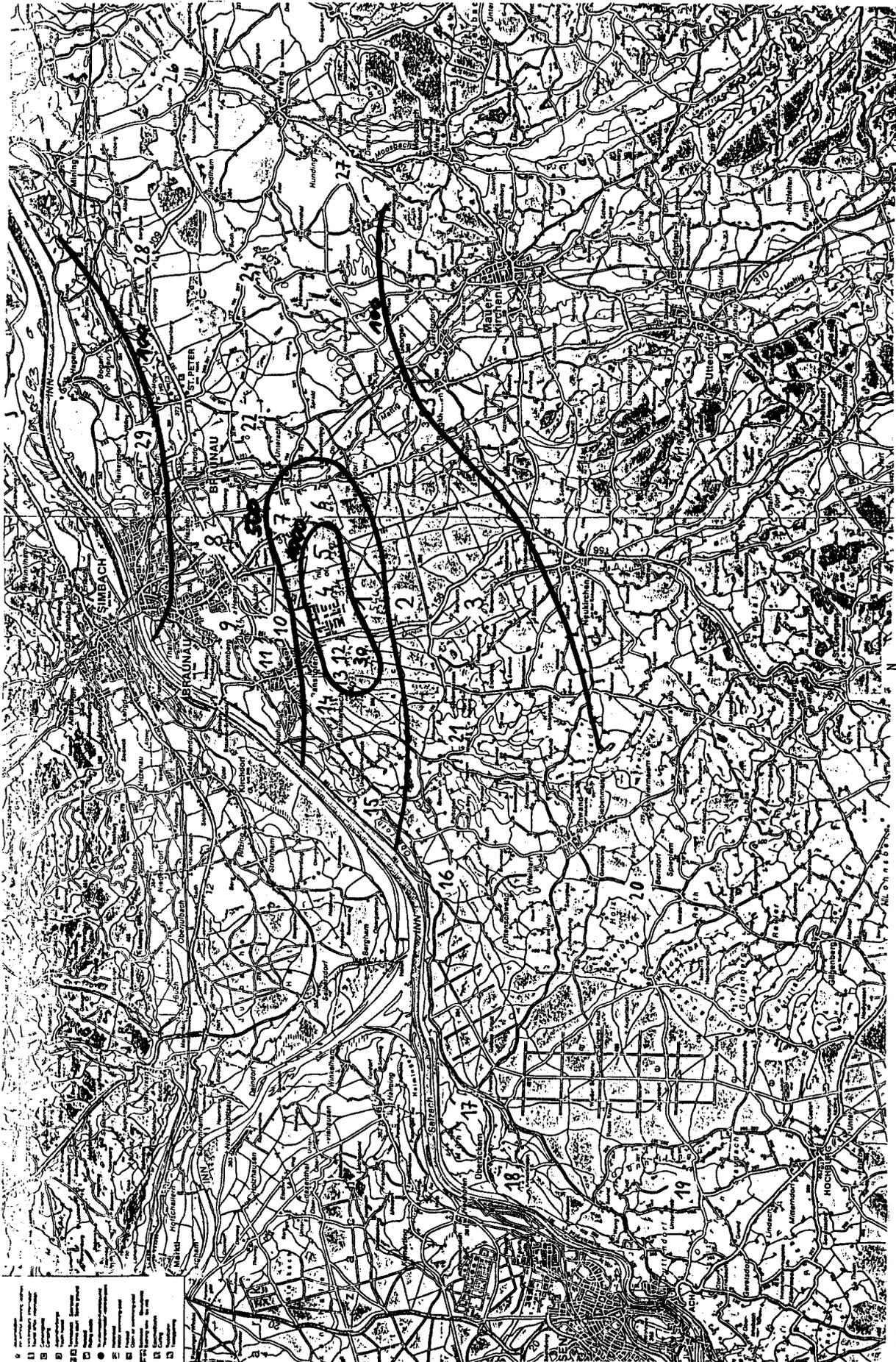


Abb. B19: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 19: 30.9.-15.10.1986
Isolinien: 100, 500, 1000 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B19

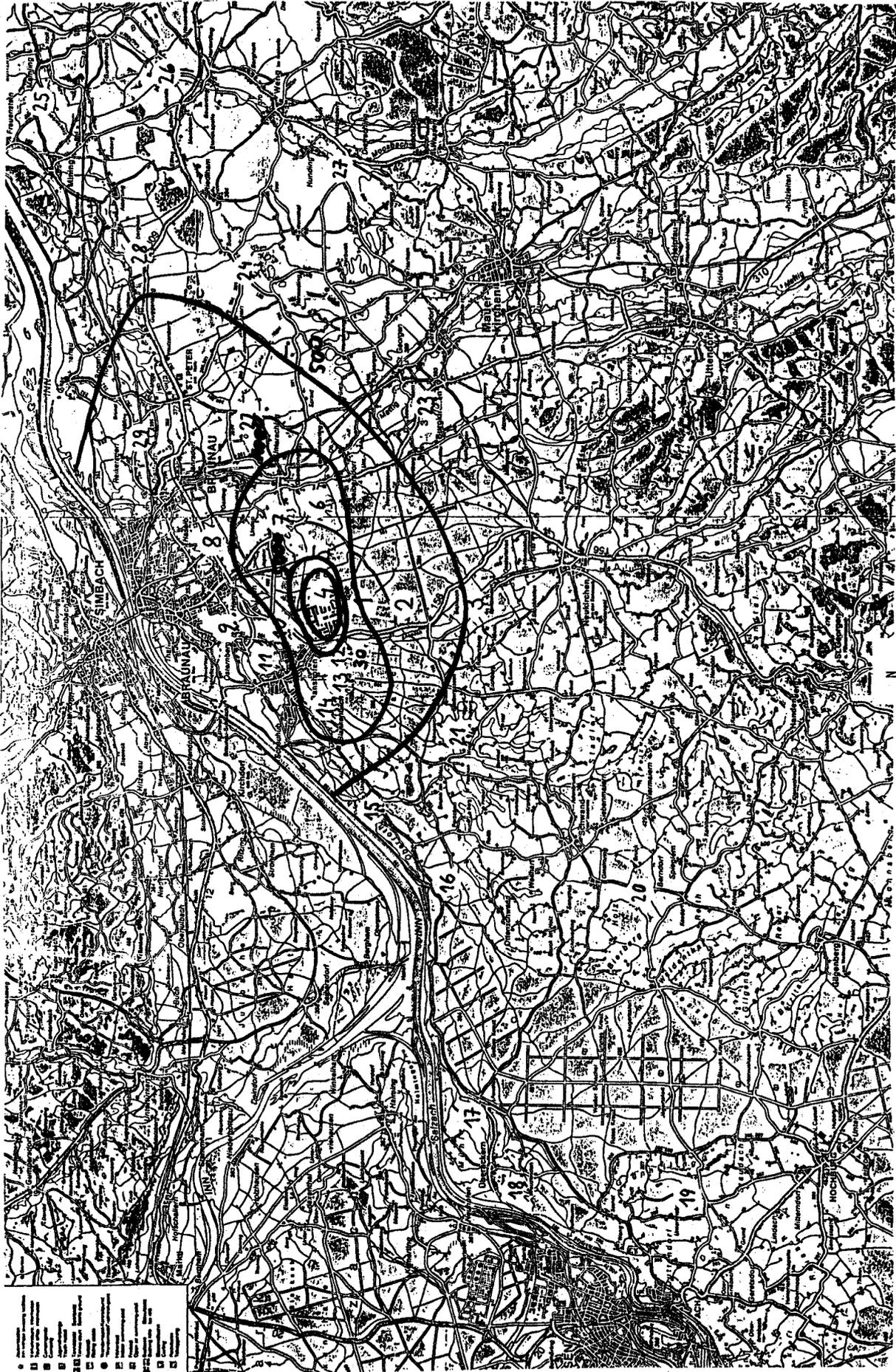


Abb. B20: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 20: 15.10.-28.10.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 µg F/m² d

Abb. B20

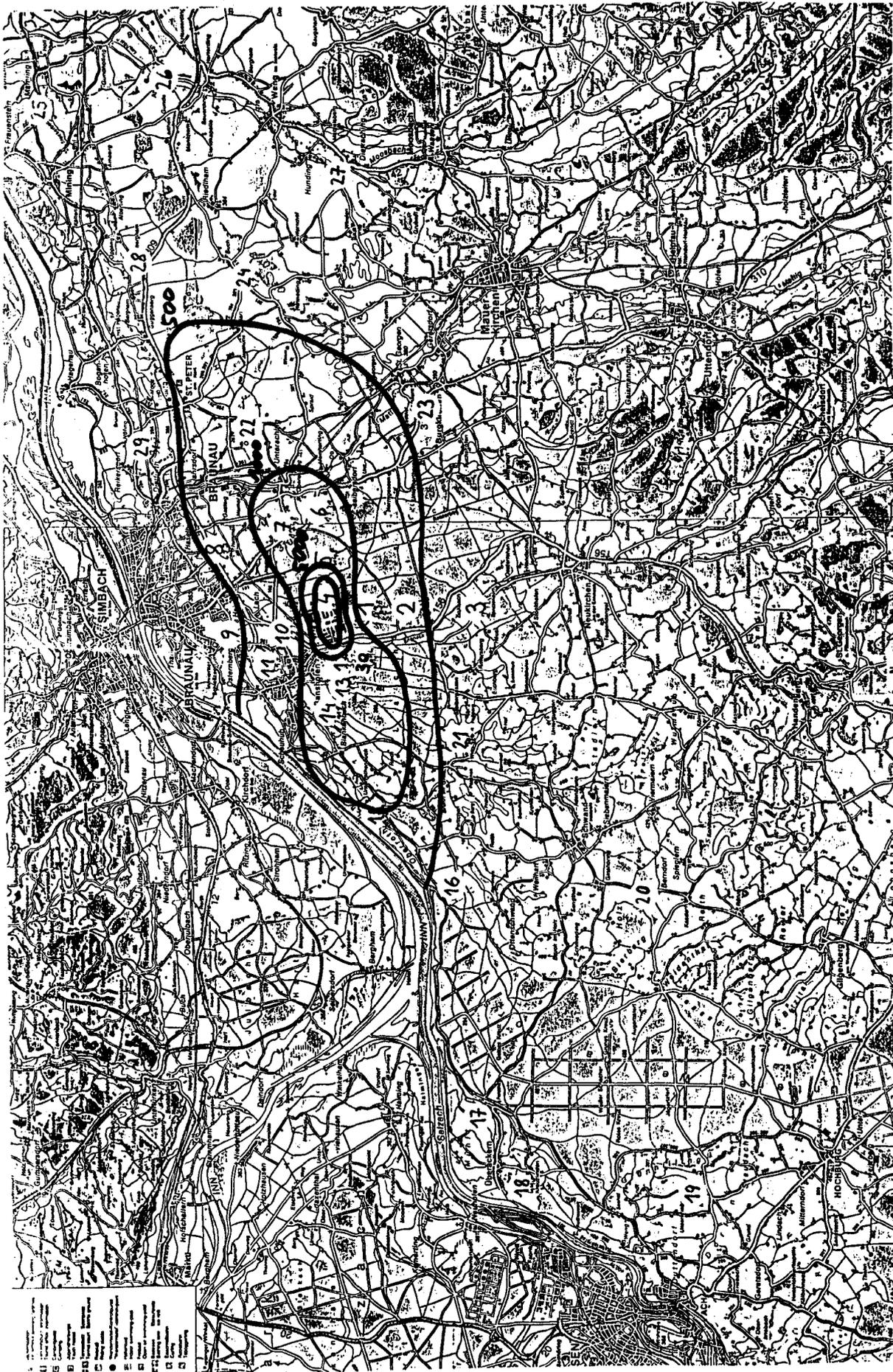


Abb. B21: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 21: 28.10.-11.11.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000, 10000 $\mu\text{g F}^7/\text{m}^2 \text{ d}$

Abb. B21

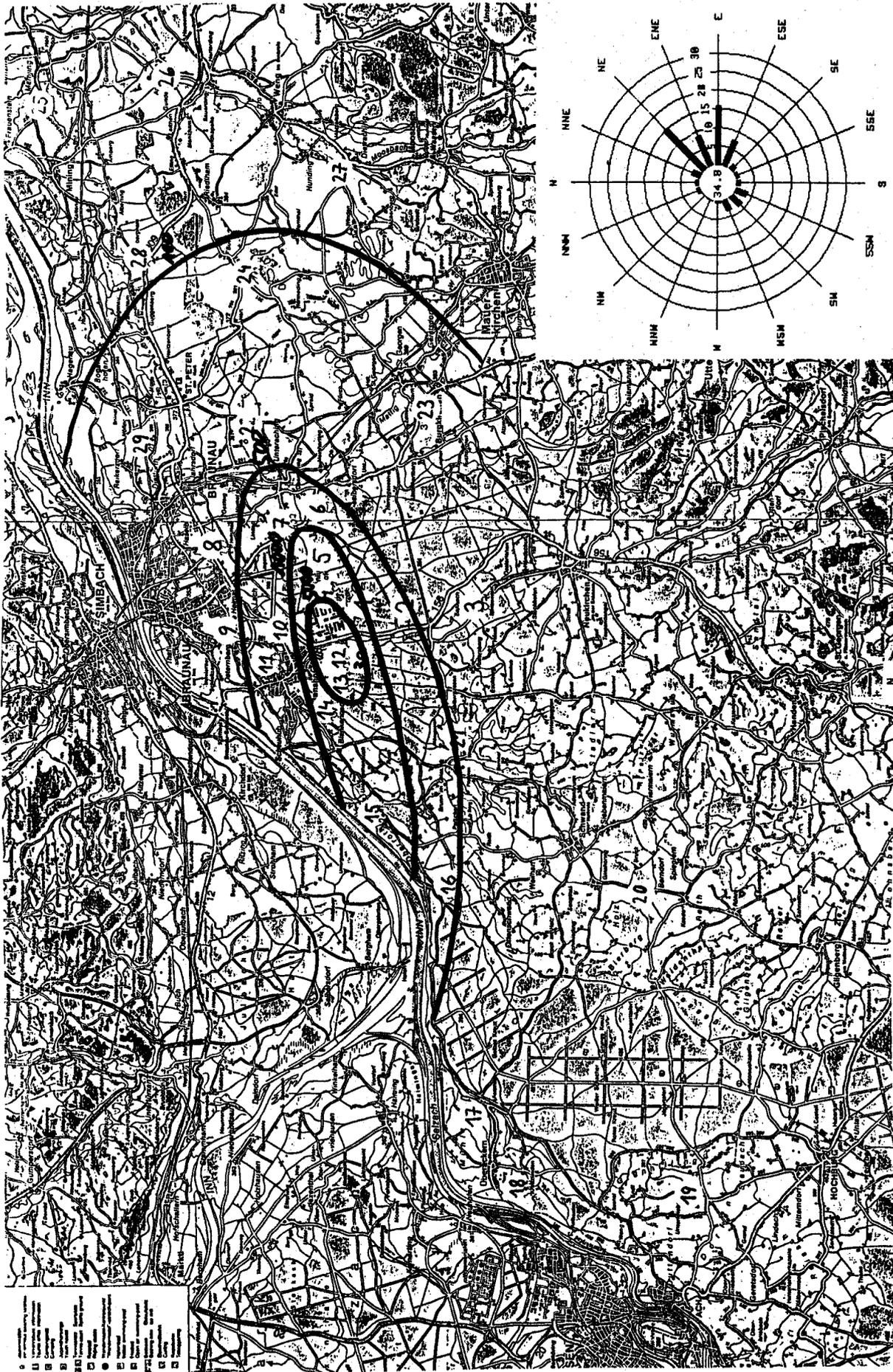


Abb. B22: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 22: 11.11.-25.11.1986
Isolinien: 100, 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F/m}^2 \text{ d}$

Abb. B22

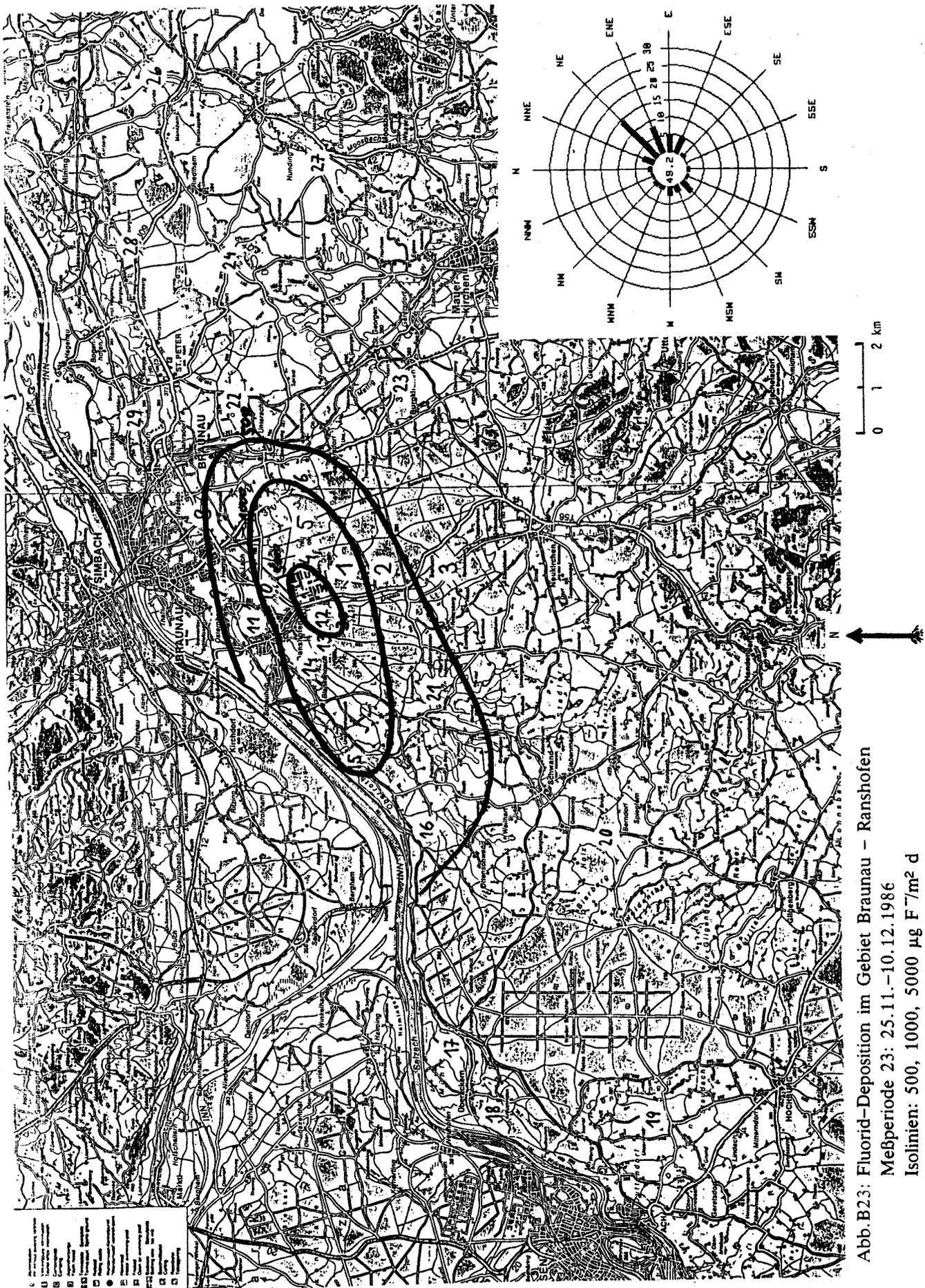
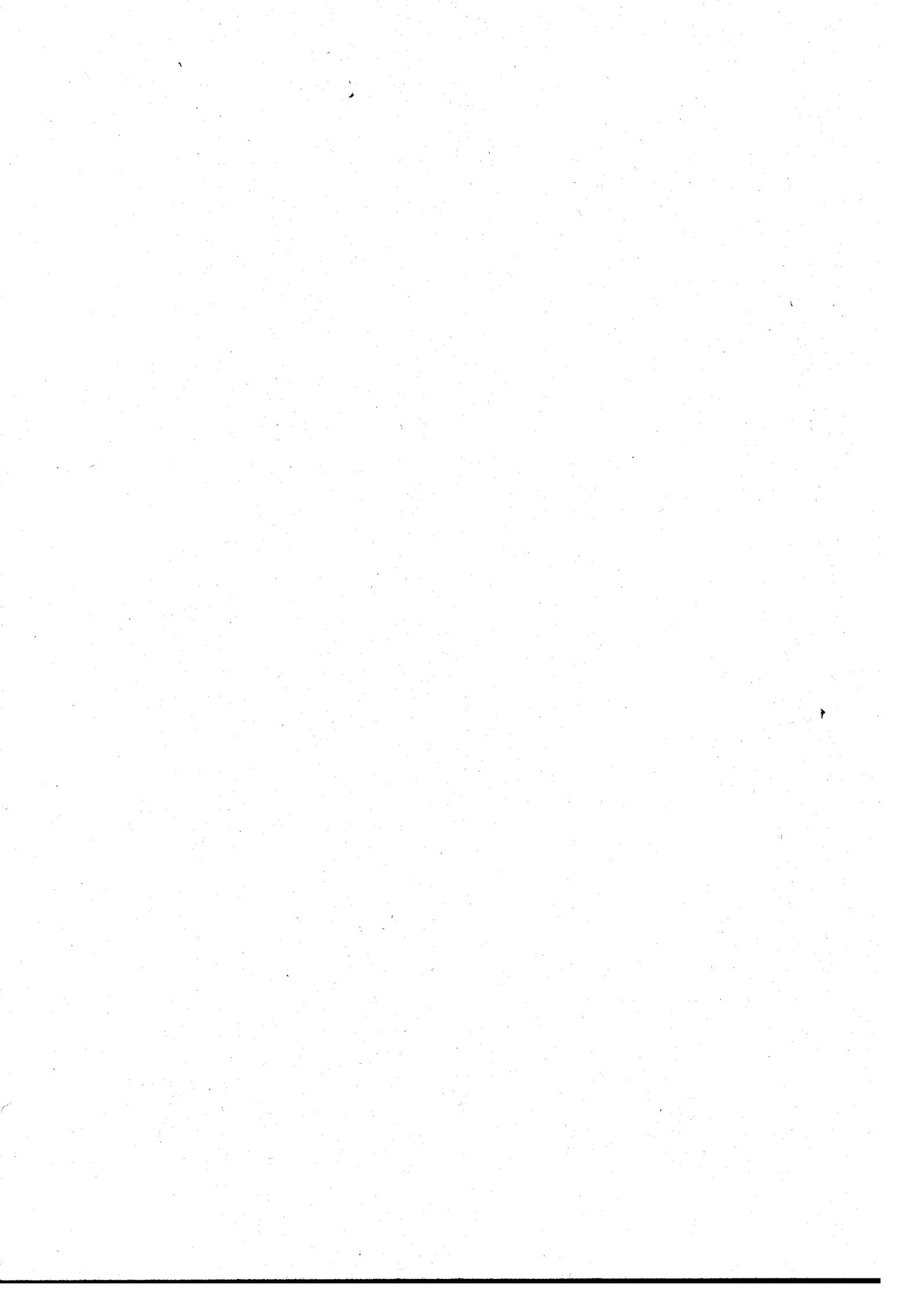


Abb.B23

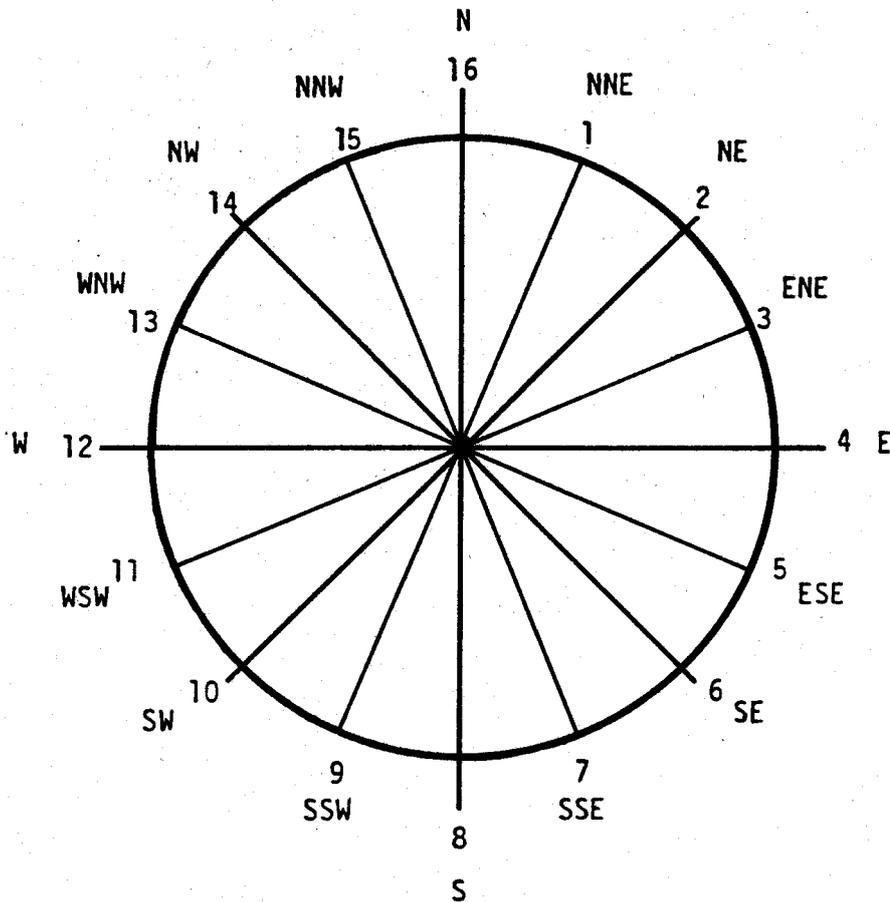
Abb.B23: Fluorid-Deposition im Gebiet Braunau - Ranshofen
Meßperiode 23: 25.11.-10.12.1986
Isolinien: 500, 1000, 5000 $\mu\text{g F}^-7/\text{m}^2 \text{ d}$



ANHANG C

Ergebnisse der Fluoridkonzentrationsmessungen

Tab.C.1: Erläuterungen
Windrichtung: 16-teilig



Windstille (Calme) = 0
Umlaufender Wind (drehend) = C

dd = Windrichtung
ff = Windgeschwindigkeit

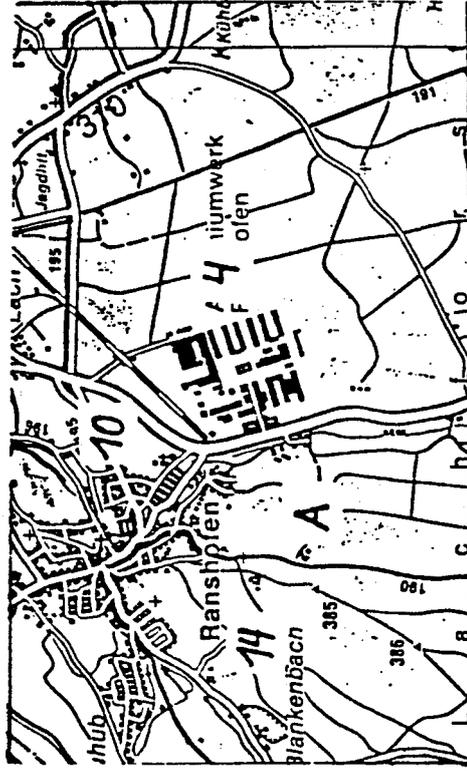
Windgeschwindigkeit: km/h

Bedeckungsgrad: Achtel des Himmelsgewölbes

- 0/8 = wolkenlos
- 1/8-2/8 = heiter
- 3/8-5/8 = wolzig
- 6/8-7/8 = stark bewölkt
- 8/8 = bedeckt

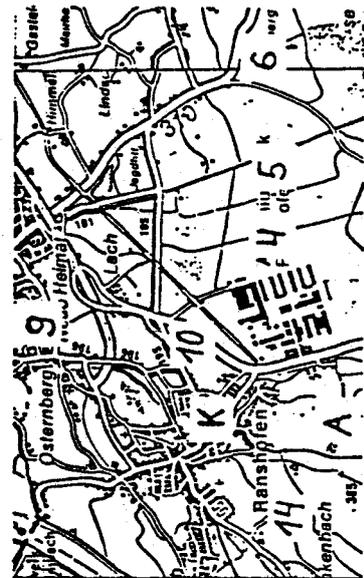
5. März 1986

Uhrzeit (MEZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$				Wind	
	Aberlb.	4	10	14	dd	ff
16.00-16.30	2,12	-	-	-	3	4,3
16.30-17.00	3,10	0,98	-	-	3	4,3
17.00-17.30	4,30	0,78	0,72	0,28	4	5,0
17.30-18.00	3,40	0,92	0,93	2,50	3	5,0



Tab.C.2

Uhrzeit (MEZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle										Kloster	Wind dd ff
	Aberlb.	4	5	6	9	10	14					
8.00-8.30	1,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0 0
8.30-9.00	0,59	-	-	-	-	0,70	-	-	-	0,58	-	0 0
9.00-9.30	0,27	-	-	-	0,50	0,78	-	-	-	1,05	-	16 1,5
9.30-10.00	0,65	-	-	-	0,33	1,82	-	-	-	1,07	-	16 1,5
10.00-10.30	0,38	-	-	-	-	1,13	-	-	-	0,98	-	16 1,5
10.30-11.00	0,63	-	-	-	-	-	-	-	-	1,04	-	15 3,6
11.00-11.30	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96	-	15 3,6
11.30-12.00	0,55	6,36	-	1,05	-	-	-	-	-	-	-	2 3,6
12.00-12.30	0,37	7,52	-	1,22	-	-	-	-	-	1,20	-	14 3,6
12.30-13.00	0,40	9,53	-	0,86	-	-	-	-	-	0,78	-	15 3,6
13.00-13.30	0,21	9,15	-	0,44	-	-	-	-	-	0,90	-	12 4,3
13.30-14.00	0,33	4,55	-	0,20	-	-	-	-	-	0,69	-	13 4,3
14.00-14.30	0,30	3,51	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-	14 2,9
14.30-15.00	2,16	1,72	1,32	0,21	-	-	-	-	-	-	-	16 2,9
15.00-15.30	5,76	1,52	2,09	0,48	-	-	-	-	-	-	-	3 2,9
15.30-16.00	4,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3 6,5
19.00-19.30	1,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0 0
19.30-20.00	0,92	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0 0
20.00-20.30	1,43	-	-	-	-	-	-	-	3,64	-	-	6 3,6
20.30-21.00	1,36	-	-	-	-	-	-	-	2,49	-	-	5 3,6



Lokale meteorologische Verhältnisse:

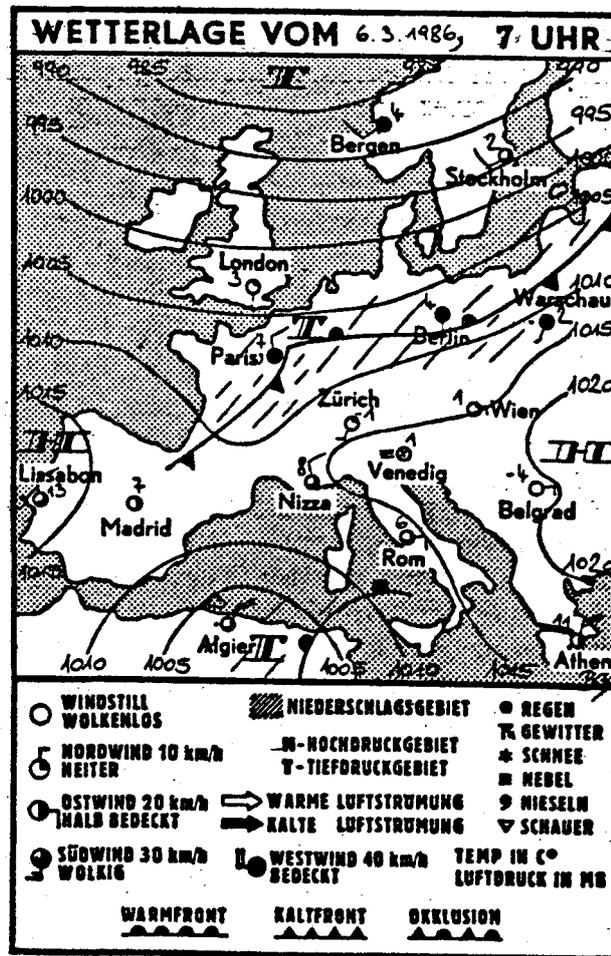
5.3., 16.00 bis 18.00 MEZ

Windverhältnisse: Ostwind,
Geschwindigkeit: < 2 m/s (< 7,2 km/h)
Bewölkungsverhältnisse: 6/8 Altostratus

6.3., 8.00 bis 16.00, 19.00 bis 21.00 MEZ

Windverhältnisse: am Morgen windstill, später Nordwestwind mit
Geschwindigkeit: < 1,5 m/s (< 5,4 m/s),
am Nachmittag Winddrehung auf Ost,
Geschwindigkeit: um 2 m/s (7,2 km/h)
Bewölkungsverhältnisse: anfangs 2/8 Altostratus (As), Cirrus (Ci), dann rasch verdichtend
auf 6-7/8 Altostratus, Altocumulus (Ac), Cirrus, ab 15.30 bedeckt (8/8).

Meßkampagne 1: 5./6.3.1986



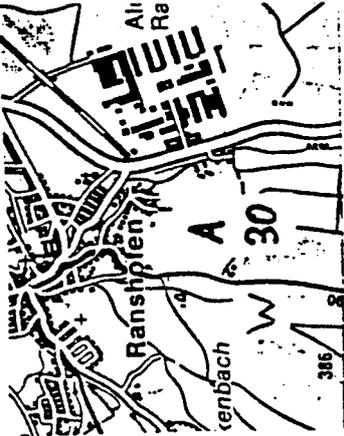
Großwetterlage: Österreich liegt am westlichen Rand eines Balkanhochs. Mit einer Südwestströmung wird Warmluft zugeführt. Von Nordwesten her nähert sich eine Störungszone.

Tab.C.3

Uhrzeit (MEZ)	Aberlb.	an der Meßstelle	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$	Wind
		14	30	dd ff
14.00-14.30	1,67	-	-	3 13,6
14.30-15.00	1,15	0,10	1,58	2 13,6
15.00-15.30	0,49	0,085	-	2 10,8
15.30-16.00	2,94	0,37	5,14	2 10,8
16.00-16.30	2,84	0,21	4,34	3 7,6
16.30-17.00	1,48	0,083	7,16	2 7,6
17.00-17.30	0,80	-	5,15	2 4,3
17.30-18.00	1,46	-	6,27	3 5,8



Tab.C.3

18. März 1986		an der Meßstelle		Wind	
Uhrzeit (MEZ)	Aberlbauer	30	Waldrand	dd	ff
		$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$			
8.30- 9.00	1,76	5,18		2	9
9.00- 9.30	0,67	3,57		2	10,8
9.30-10.00	0,77	3,11		3	14,4
10.00-10.30	1,79	4,86		3	14,4
10.30-11.00	0,93	3,09		2	14,4
11.00-11.30	1,28	3,13		3	14,4
11.30-12.00	0,81	3,56		3	14,4
12.00-12.30	1,28	-		2	14,4
12.30-13.00	2,41	2,63		3	14,4
13.00-13.30	4,33	10,04		3	14,4
13.30-14.00	5,13	11,31		4	14,4
14.00-14.30	4,96	8,78	2,60	3	18,0
14.30-15.00	5,13	6,57	3,11	4	18,0
15.00-15.30	6,35	3,55	4,10	4	18,0
15.30-16.00	5,47	4,49	2,92	4	16,8
16.00-16.30	5,96	2,53	2,45	4	16,8
16.30-17.00	4,91	2,12	1,90	4	14,4

Lokale meteorologische Verhältnisse:

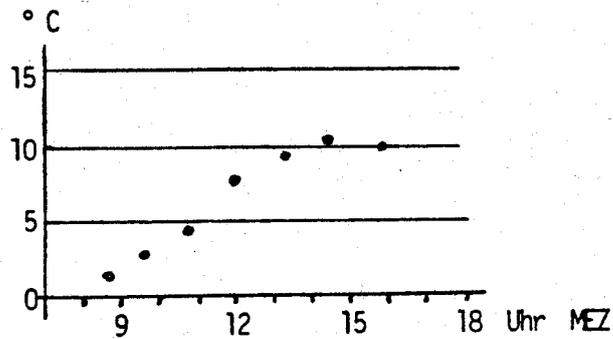
17.3, 14.00 bis 18.00 MEZ

Windverhältnisse: Wind aus Richtung Ostnordost bis Ost mit
Geschwindigkeit: von etwa 5 bis 7 m/s (18 bis 25,2 km/h),
am Abend nachlassender Wind aus Richtung Nordost
Bewölkungsverhältnisse: wolkenlos
Temperaturverhältnisse: Temperaturmaximum etwa 8 °C

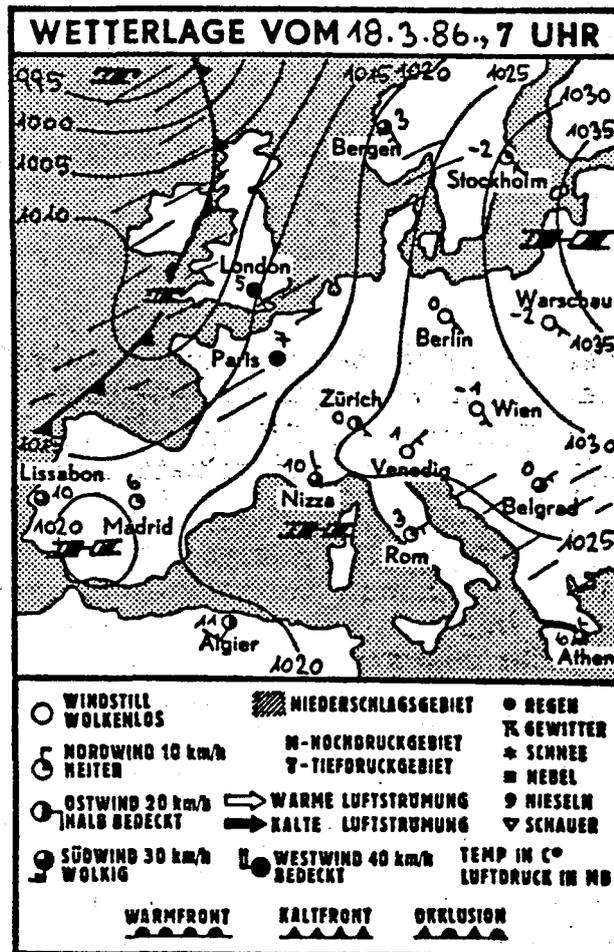
18.3., 8.30 bis 17.00 MEZ

Windverhältnisse: Wind aus Richtung Ostnordost bzw. Nordost,
Geschwindigkeit: etwa 5 m/s (18 km/h), am frühen Nachmittag auflebender Wind
(maximal 7 m/s, 25,2 km/h) aus Richtung Ost
Bewölkungsverhältnisse: wolkenlos

Temperaturkurve:



Meßkampagne 2: 17./18.3.1986

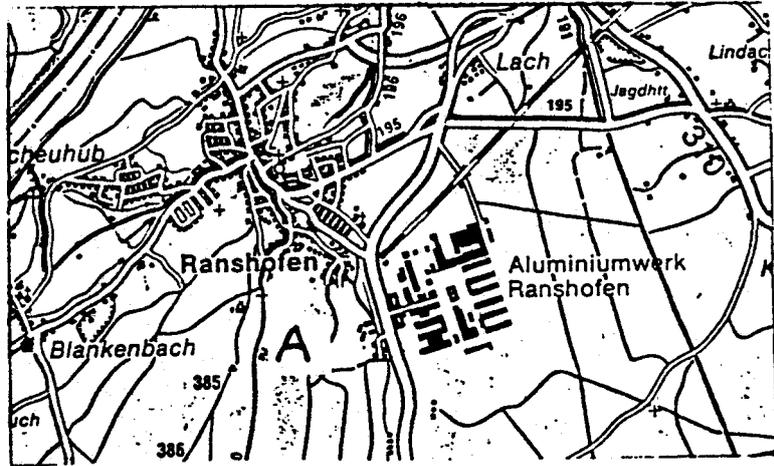


Großwetterlage: Ein kontinentales Hochdruckgebiet mit Kern über Weißrußland reicht bis Mitteleuropa.

Tab.C.4

7. April 1986

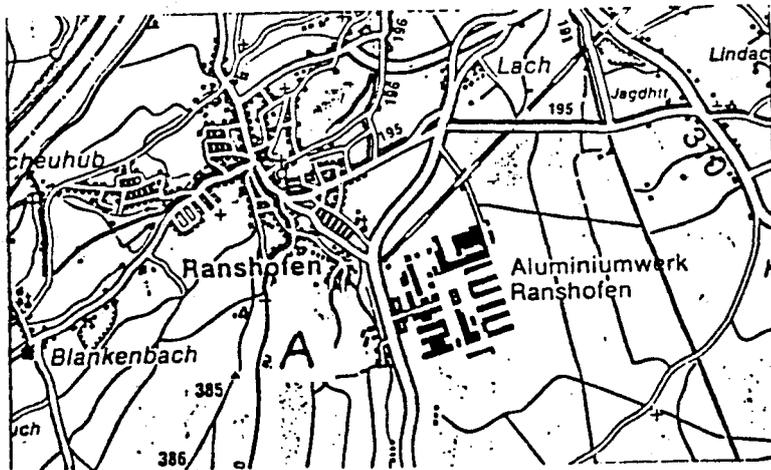
Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$	Wind	
	Aberlbauer	dd	ff
16.30-17.00	7,48	3	10,8
17.00-17.30	4,21	3	10,8
17.30-18.00	8,27	2	9
18.00-18,30	4,36	3	9
18.30-19.00	6,25	4	7,6
19.00-19.30	9,11	4	6,5
19.30-20.00	5,56	4	6,5
20.00-20.30	3,03	5	5,8



Tab.C.4

8. April 1986

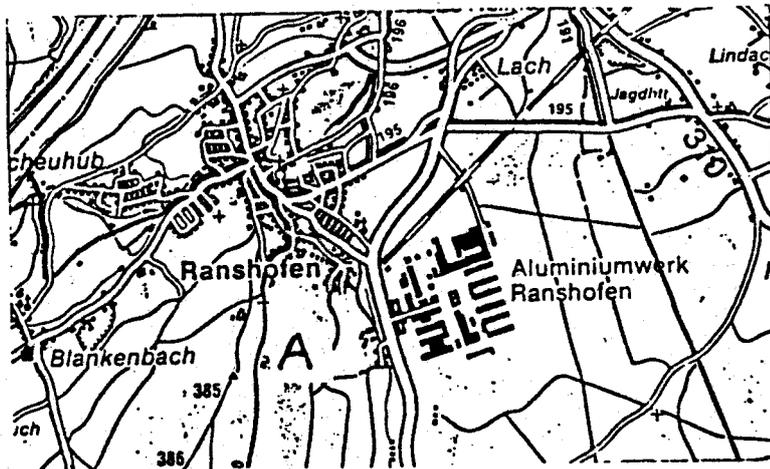
Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ Aberlbauer	Wind	
		dd	ff
9.30-10.00	2,13	0	0
10.00-10.30	1,78	0	0
10.30-11.00	1,89	0	0
11.00-11.30	4,01	16	3,6
11.30-12.00	3,59	2	3,6
12.00-12.30	3,52	15	3,6
12.30-13.00	4,91	16	3,6
13.00-13.30	0,57	2	6,5
13.30-14.00	0,33	1	6,5
14.00-14.30	0,54	2	6,5
14.30-15.00	0,49	2	9,0
15.00-15.30	1,56	3	9,0
15.30-16.00	1,49	3	13,6
16.00-16.30	1,89	3	13,6
16.30-17.00	2,51	2	13,6
17.00-17.30	4,96	3	14,4
17.30-18.00	3,63	3	14,4
18.00-18.30	7,16	3	14,4
18.30-19.00	5,18	4	9,0



Tab.C.4

9. April 1986

Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ Aberlbauer	Wind dd ff
9.00- 9.30	1,60	5 16,3
9.30-10.00	0,78	5 16,3
10.00-10.30	1,00	4 16,3
10.30-11.00	1,23	6 16,3
11.00-11.30	1,03	7 16,3
11.30-12.00	1,33	7 16,3
12.00-12.30	1,42	6 16,3
12.30-13.00	1,72	6 16,3
13.00-13.30	2,69	6 16,3
13.30-14.00	2,13	5 16,3
14.00-14.30	1,68	4 16,3
14.30-15.00	0,75	6 16,3
15.00-15.30	< 0,10	7 16,3
15.30-16.00	1,03	6 16,3
16.00-16.30	1,46	9 16,3
16.30-17.00	0,73	8 16,3
17.00-17.30	0,27	7 16,3
17.30-18.00	0,55	7 16,3
18.00-18.30	0,26	8 16,3
18.30-19.00	0,26	6 9,0
19.00-19.30	1,07	6 9,0
19.30-20.00	1,06	6 9,0



Lokale meteorologische Verhältnisse:

7.4., 16.30 bis 20.30 MEZ

Windverhältnisse: Windrichtung um Ost,

Geschwindigkeit: von 3 m/s (10,8 km/h) am Nachmittag auf 1,7 m/s (6 km/h) gegen Abend abnehmend

8.4., 9.30 bis 19.00 SOZ

Windverhältnisse: Windrichtung aus dem Sektor Nord bis Ost.

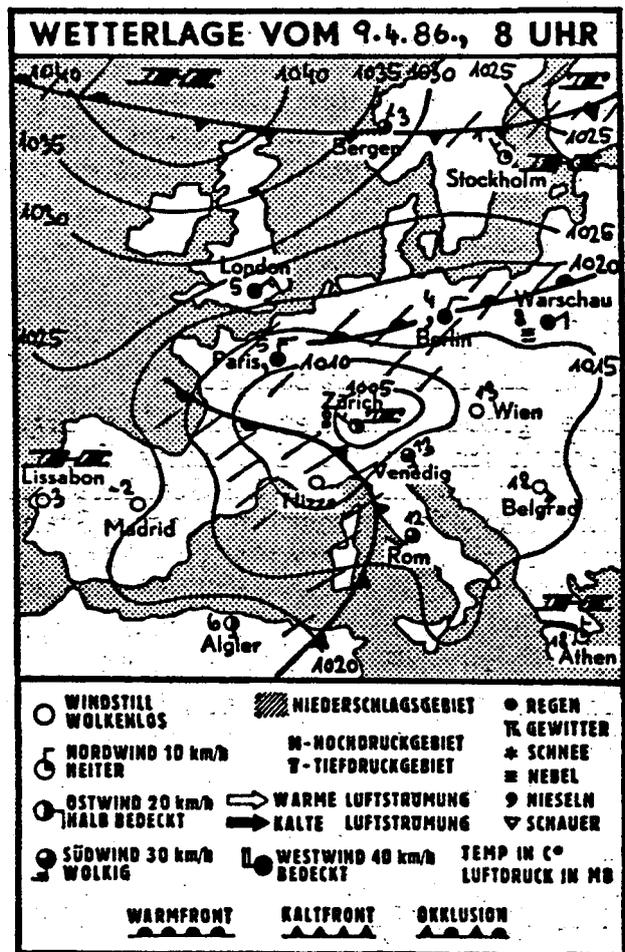
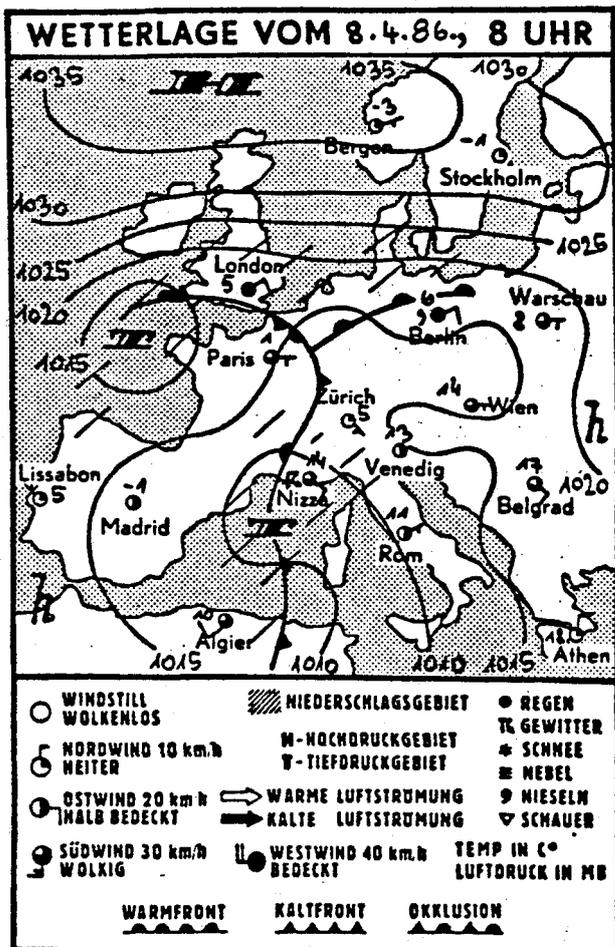
Geschwindigkeit: am Morgen Windstille, im Laufe des Tages bis auf etwa 4 m/s (14,4 km/h) auffrischend

9.4., 9.00 bis 20.00 SOZ

Windverhältnisse: Windrichtung aus dem Sektor Ost bis Süd,

Geschwindigkeit: etwa 4,5 m/s (16,2 km/h) (ganztäglich)

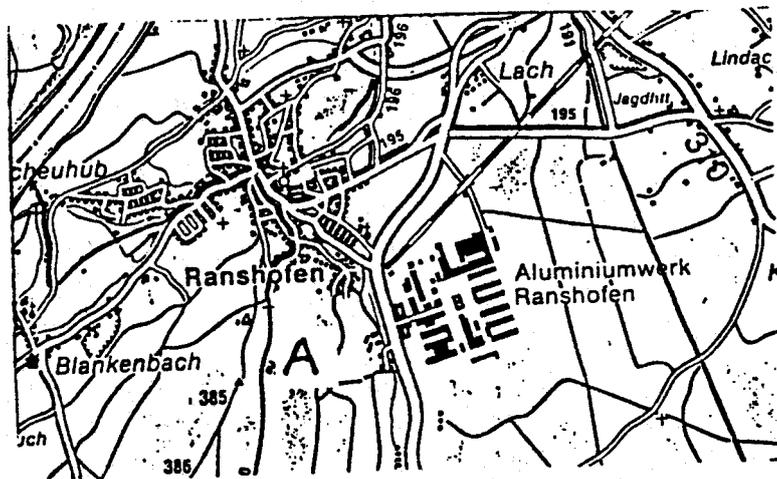
Meßkampagne 3: 7./8./9.4.1986



Großwetterlage: In Österreich herrscht eine gradientschwache Lage mit schwachem Hochdruckeinfluß. An der Vorderseite eines Tiefs über Frankreich erfolgt Warmluftzufuhr, danach greift von Westen her eine Störung auf das Bundesgebiet über.

Tab.C.5

Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle Aberlbauer	Wind	
		dd	ff
11.30-12.00	4,44	3	9
12.00-12.30	2,68	3	9
12.30-13.00	4,14	1	7,6
13.30-14.00	3,27	2	9
14.00-14.30	2,89	3	13,6
14.30-15.00	4,12	4	13,6
15.00-15.30	4,64	3	10,8
15.30-16.00	3,45	2	13,6
16.00-16.30	3,48	3	10,8



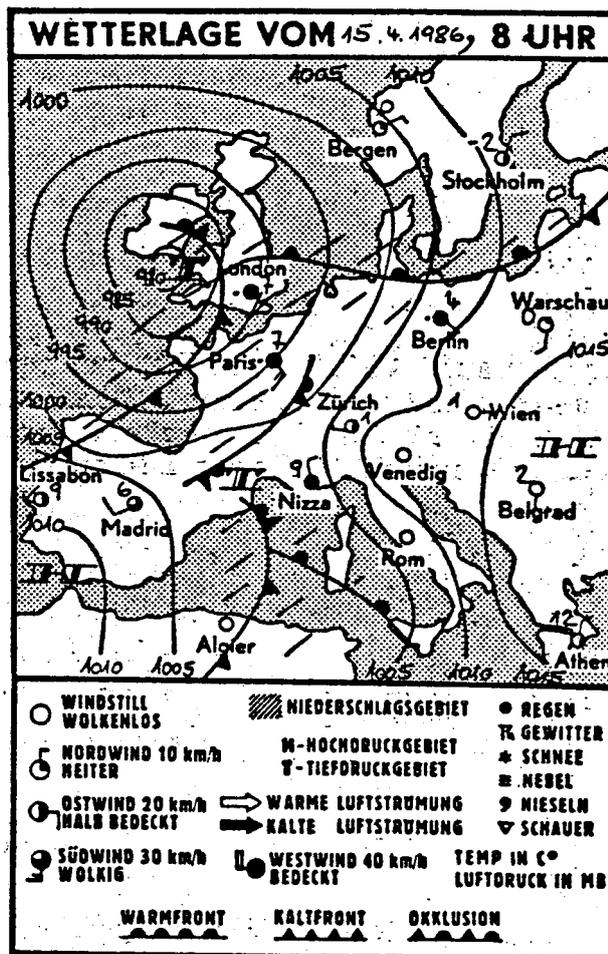
Lokale meteorologische Verhältnisse:

15.4., 11.30 bis 16.30 SOZ

Windverhältnisse: Windrichtung um Nordost,

Geschwindigkeit: zwischen 2 und 3,8 m/s (7,2 bis 13,7 km/h)

Meßkampagne 4: 15.4.1986

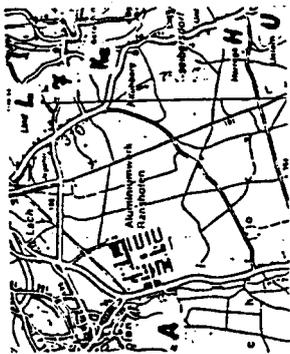


Großwetterlage: Die Wetterlage in Mitteleuropa wird von einer großräumigen Südwestströmung bestimmt.

23. April 1986

Uhrzeit (SOZ) Lindach Holzgassen an der M e ß s t e l l e $\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$
 Unter- Aberlbauer Unter-
 hartberg

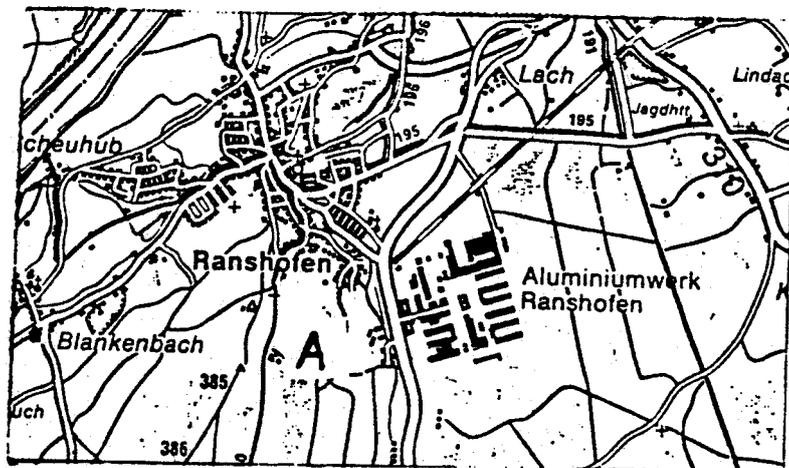
Uhrzeit (SOZ)	Lindach	Holzgassen	an der M e ß s t e l l e	Unter- hartberg	7	Kapelle	Wind dd ff
8.30- 9.00	-	-	2,44	-	-	2,32	13 18
9.00- 9.30	2,64	-	2,74	0,92	0,79	1,47	13 18
9.30-10.00	2,98	-	2,49	0,25	0,71	0,42	13 18
10.00-10.30	-	-	2,06	0,42	0,71	0,59	13 18
10.30-11.00	-	-	2,08	0,37	0,73	0,65	13 18
11.00-11.30	-	-	2,04	0,72	0,67	0,49	12 18
11.30-12.00	-	-	2,72	0,31	0,76	0,38	13 18
12.00-12.30	-	3,29	2,01	0,66	0,83	0,20	12 7,6
12.30-13.00	-	2,10	0,38	0,65	-	0,63	14 7,6
13.00-13.30	-	2,53	0,79	0,90	-	0,44	12 3,6
13.30-14.00	-	1,93	0,87	1,12	-	0,43	C 2,9
14.00-14.30	-	3,38	0,95	0,60	-	-	13 2,9
14.30-15.00	-	2,43	0,27	0,80	-	0,53	C 2,2
15.00-15.30	-	3,42	1,50	0,86	-	0,49	C 3,6
15.30-16.00	-	2,13	0,90	0,59	-	0,56	13 3,6
16.00-16.30	-	2,65	-	0,54	0,81	0,52	5 3,6
16.30-17.00	-	1,96	-	0,43	0,83	0,53	5 5,0



Tab.C.6

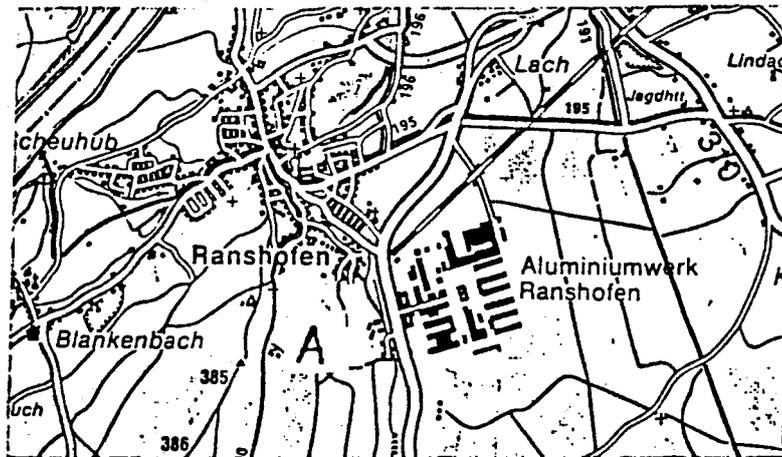
23. April 1986

Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle Aberlbauer	Wind	
		dd	ff
17.00-17.30	-	5	7,0
17.30-18.00	0,93	5	9,0
18.00-18.30	1,42	4	7,6
18.30-19.00	2,72	5	6,1
19.00-19.30	3,36	4	6,1
19.30-20.00	3,25	0	4,3
20.00-20.30	0,94	3	1,4
20.30-21.00	1,37	3	1,4



Tab.C.6

24. April 1986 Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle Aberlbauer	Wind	
		dd	ff
8.30- 9.00	1,30	12	2,9
9.00- 9.30	1,40	0	1,4
9.30-10.00	2,44	14	1,4
10.00-10.30	1,44	14	3,6



Lokale meteorologische Verhältnisse:

22.4., 14.00 bis 19.00 und von 19.30 bis 23.00 SOZ

Windverhältnisse: West- bis Nordwestwind

Geschwindigkeit: rund 4 m/s (14,4 km/h), der gegen Abend abflaut

Bewölkungsverhältnisse: 4-7/7 Cu (Cumulus)

23.4., 8.30 bis 21.00 SOZ

Windverhältnisse: West- bis Nordwestwind

Geschwindigkeit: 5 m/s (18 km/h),

am Nachmittag abflauend bis etwa 1 m/s (3,6 km/h);

ab 16.00 SOZ Winddrehung auf Ost (1-2 m/s)

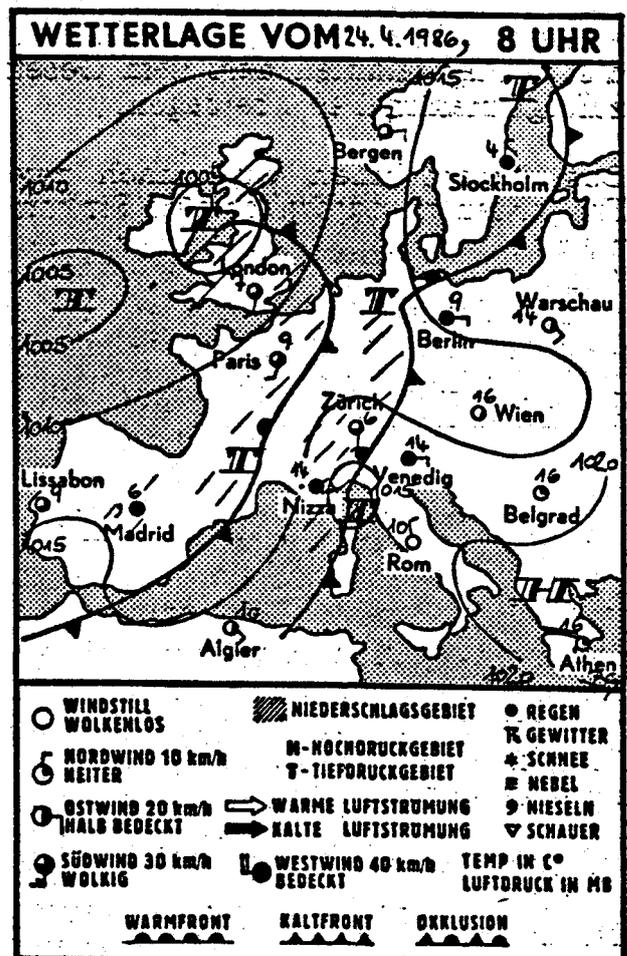
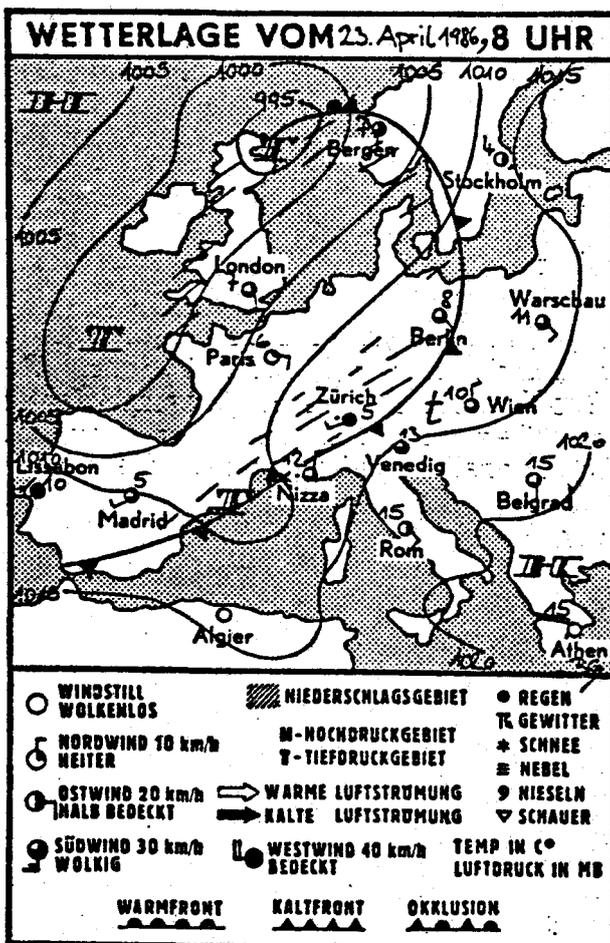
Bewölkungsverhältnisse: 4-7/8 Cu

24.4., 8.30 und 10.30 SOZ

Windverhältnisse: Süd- bis Südwestwind mit

Geschwindigkeiten: < 1 m/s

Meßkampagne 5: 22./23./24.4.1986

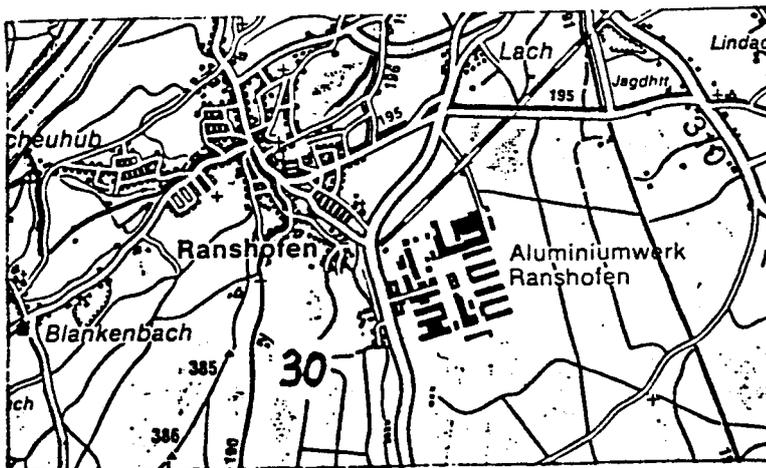


Großwetterlage: Für Österreich ist eine Südwestströmung mit zeitweise eingelagerten Störungen wetterbestimmend.

Tab.C.7

9. Juni 1986

Uhrzeit	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle 30	Wind	
		dd	ff
12.00-12.30	0,67	16	3,6
12.30-13.00	0,47	16	4,3
13.00-13.30	0,87	16	4,3
13.30-14.00	0,43	16	4,3
14.00-14.30	0,55	C	4,3
14.30-15.00	0,49	2	6,1
15.00-15.30	0,37	1	6,1
15.30-16.00	0,50	1	6,1
16.00-16.30	0,37	1	6,1
16.30-17.00	0,37	2	5,8
17.00-17.30	0,66	2	7,2
17.30-18.00	0,50	2	6,1
18.00-18.30	0,45	2	6,1
18.30-19.00	0,83	2	6,1
19.00-19.30	0,74	2	5,8
19.30-20.00	1,16	1	5,0



Tab.C.7

10. Juni 1986	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$		an der		Wind
Uhrzeit (SOZ)	12	30	Waldrand	30	dd ff
3.30- 9.00	-	3,71	-	3,71	3 14,4
9.00- 9.30	-	3,23	-	3,23	3 14,4
9.30-10.00	9,47	2,61	2,54	2,61	3 14,4
10.00-10.30	8,46	3,44	3,03	3,44	3 14,4
10.30-11.00	5,80	3,85	3,13	3,85	3 14,4
11.00-11.30	9,01	3,31	2,86	3,31	3 14,4
11.30-12.00	3,45	3,20	3,20	3,20	3 14,4
12.00-12.30	-	5,16	5,16	5,16	3 14,4
12.30-13.00	-	-	-	-	3 14,4
13.00-13.30	-	-	-	-	3 16,8
13.30-14.00	-	-	-	-	3 13,6
14.00-14.30	-	-	-	-	3 13,6
14.30-15.00	-	8,29	-	8,29	3 13,6
15.00-15.30	2,95	5,87	-	5,87	3 13,6
15.30-16.00	2,84	3,32	-	3,32	2 13,6
16.00-16.30	2,45	16,39	-	16,39	3 13,6
16.30-17.00	3,06	3,14	-	3,14	3 9,0



Tab.C.7

10. Juni 1986		$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$		Wind	
an der		Messstelle		dd	ff
Uhrzeit (SOZ)	12	Waldrand	30		
17.00-17.30	3,52	-	2,70	3	9,0
17.30-18.00	4,34	-	2,89	4	9,0
18.00-18.30	5,56	-	4,20	3	9,0
18.30-19.00	-	-	3,11	3	8,5
19.00-19.30	-	-	5,09	4	8,0



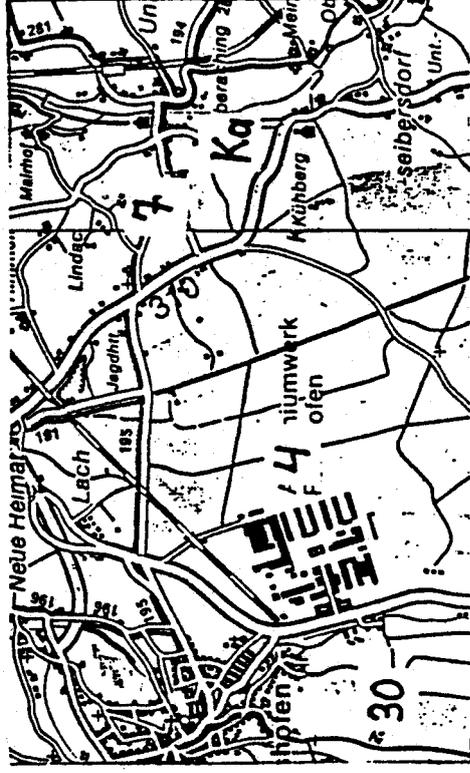
Tab.C.7

11. Juni 1986

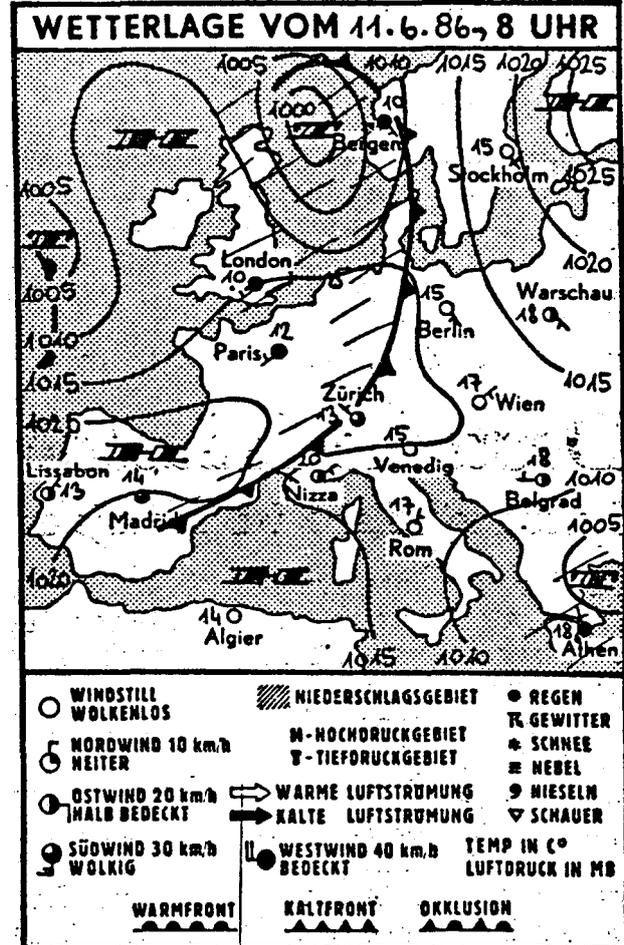
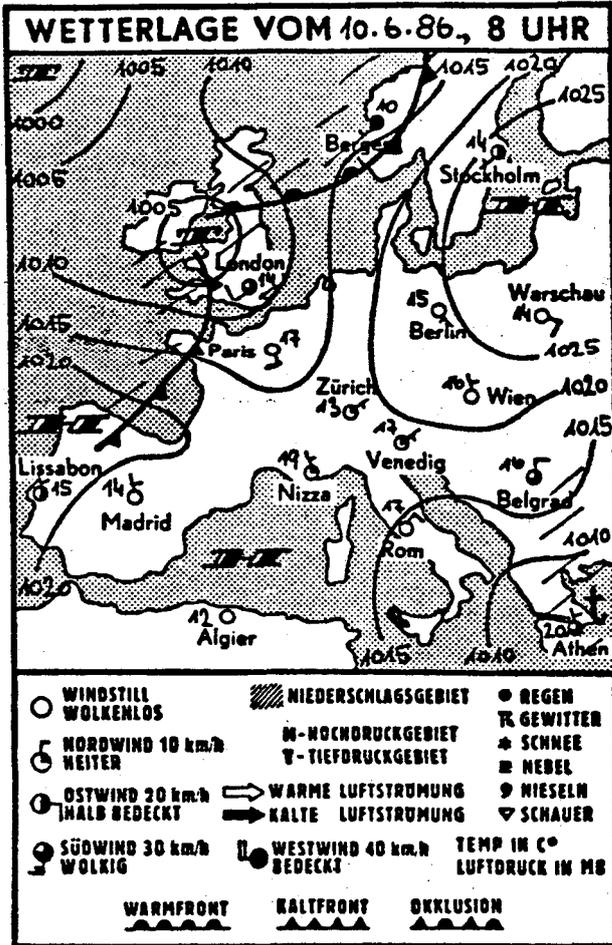
an der Meßstelle
Kapelle 30 7
Wind
dd ff

$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$

Uhrzeit (SOZ)	4	7	14	6,1
8.30- 9.00	-	1,44	-	13
9.00- 9.30	-	0,83	-	10,8
9.30-10.00	7,25	1,10	-	13
10.00-10.30	9,37	0,82	0,61	10,8
10.30-11.00	9,42	0,80	0,76	12
11.00-11.30	11,90	0,58	-	12



Meßkampagne 6: 9./10./11.6.1986



Großwetterlage: Mitteleuropa liegt im Randbereich eines osteuropäischen Hochdruckgebietes. Am 11.6. kommt von Westen her Strömungseinfluß auf.

Lokale meteorologische Verhältnisse:

9.6., 12.00 bis 20.00 SOZ

Windverhältnisse: Nord- bis Nordostwind
Geschwindigkeit: maximal 2 m/s (7,2 km/h)

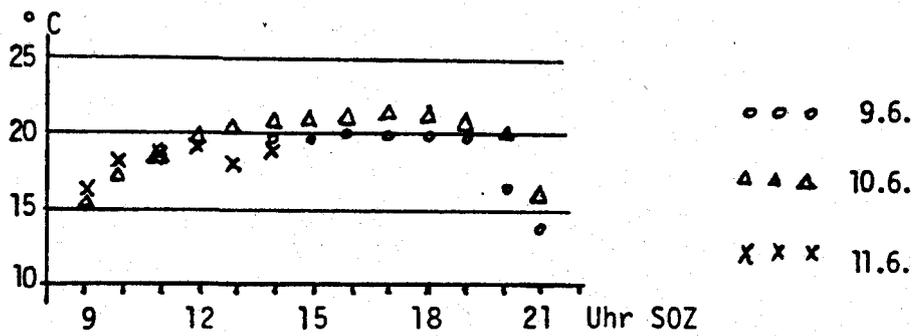
10.6., 8.30 bis 19.30 SOZ

Windverhältnisse: Wind aus Richtung Ostnordost
Geschwindigkeit: etwa 4 m/s (14,4 km/h)
Bewölkungsverhältnisse: wolkenlos

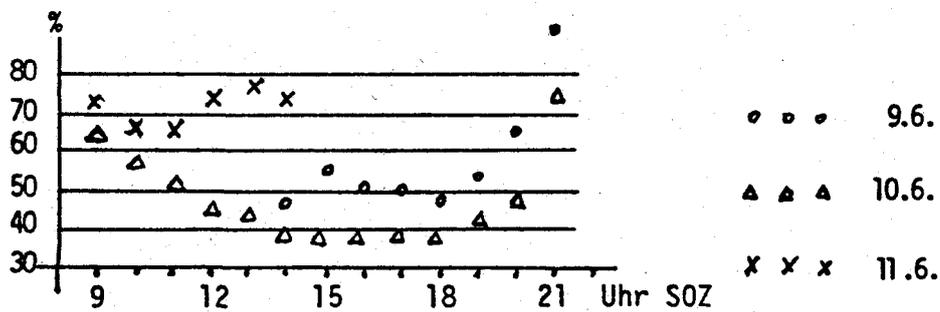
11.6., 8.30 bis 11.30 SOZ

Windverhältnisse: West- bis Nordwestwind
Geschwindigkeit: maximal 3 m/s (10,8 km/h)
Bewölkungsverhältnisse: heiter

Temperaturkurve



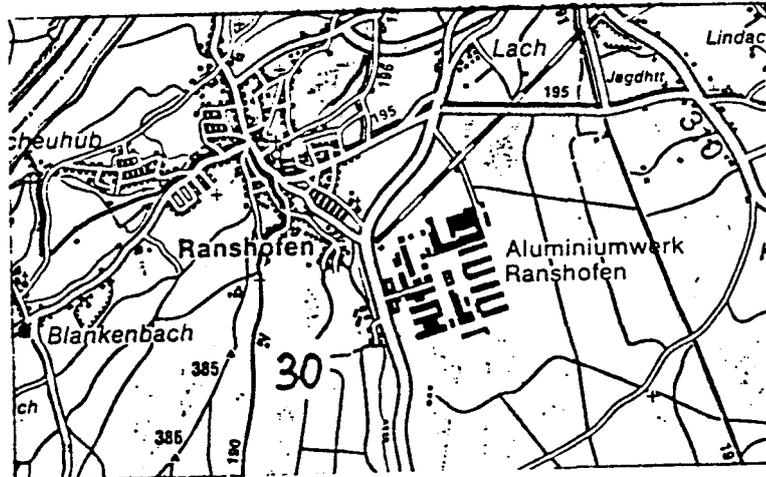
Feuchtekurve



Tab.C.8

9. Juli 1986

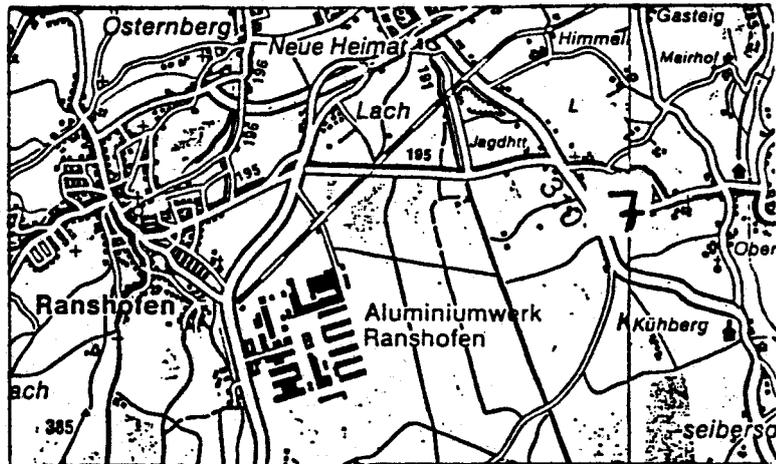
Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle 30	Wind	
		dd	ff
17.30-18.00	-	0	0
18.00-18.30	0,60	13	4,3
18.30-19.00	0,87	12	6,5
19.00-19.30	0,35	10	5,8
19.30-20.00	0,26	9	5,8
20.00-20.30	-	9	5,0
20.30-21.00	0,75	8	4,5



Tab.C.8

10. Juli 1986

Uhrzeit (SOZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ an der Meßstelle 7	Wind	
		dd	ff
9.00- 9.30	1,67	10	5,8
9.30-10.00	1,24	11	5,8
10.00-10.30	2,39	11	5,8
10.30-11.00	0,63	11	5,8



Lokale meteorologische Verhältnisse:

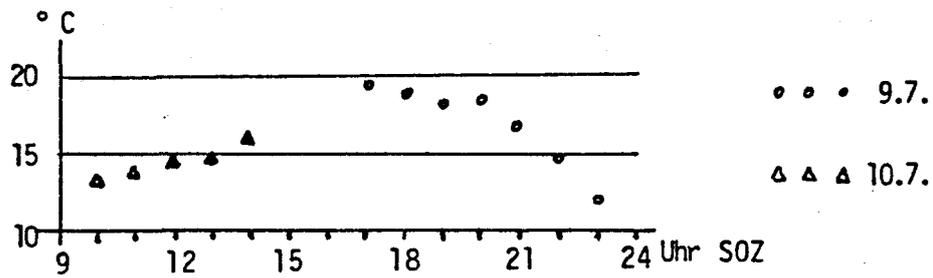
9.7., 17.30 bis 21.00 SOZ

Windverhältnisse: Wind aus dem Sektor Süd bis West,
Geschwindigkeit: < 2 m/s (< 7,2 km/h)

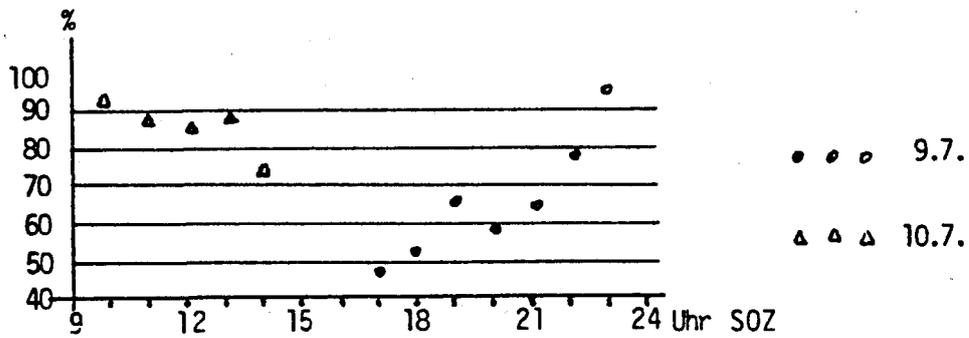
10.7., 9.00 bis 11.00 SOZ

Windverhältnisse: Südwestwind, 1,6 m/s (5,8 km/h)

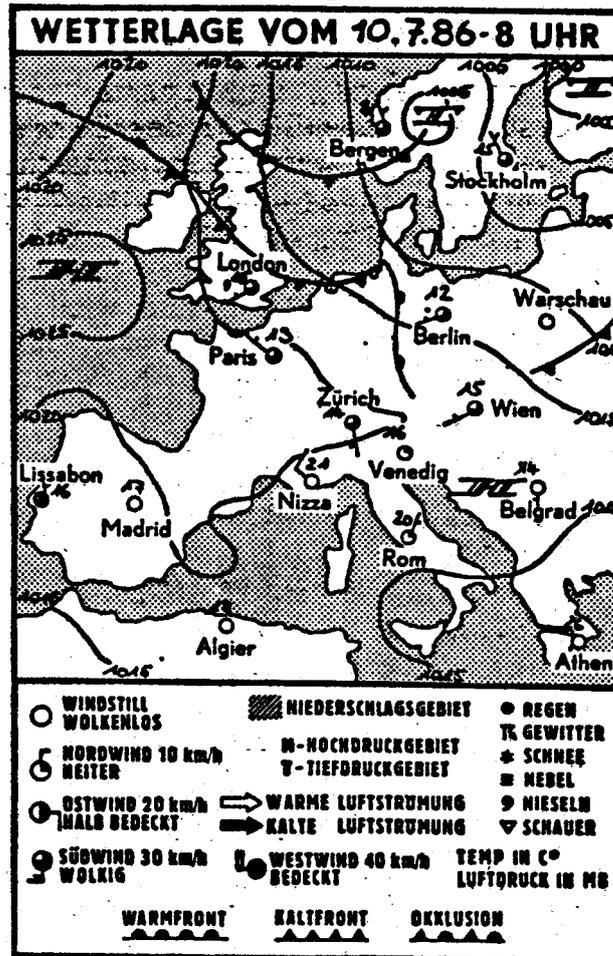
Temperaturkurve



Feuchtekurve



Meßkampagne 7: 9./10.7.1986



Großwetterlage: Über Mitteleuropa liegt eine schwache zonale Hochdruckbrücke, die Zufuhr feuchtkühler Meeresluft bewirkt.

20. August 1986

Uhrzeit (SOZ)	30	4	an der 7	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$ Messstelle Kapelle	1	Wind dd ff
0.30- 1.00	-	18,01	-	-	-	11 9
1.00- 1.30	-	17,19	1,44	-	-	12 9
1.30- 2.00	-	17,80	2,29	-	-	12 14,4
2.00- 2.30	-	16,85	-	3,09	-	12 16
8.00- 8.30	-	-	0,78	-	-	12 10,8
9.00- 9.30	-	11,70	0,63	-	-	12 16
9.30-10.00	-	10,02	0,51	-	-	13 16
10.00-10.30	-	7,74	-	-	-	12 14,4
10.30-11.00	-	8,70	-	-	0,41	13 10,8
11.00-11.30	0,95	7,54	-	-	0,60	13 12,6
11.30-12.00	1,32	11,03	-	-	0,52	13 12,6
12.00-12.30	0,41	-	-	-	-	12 9



Lokale meteorologische Verhältnisse:

20.8., 0.30 bis 2.30, 8.00 bis 8.30, 9.00 bis 12.30 SOZ

Windverhältnisse: Westwind,

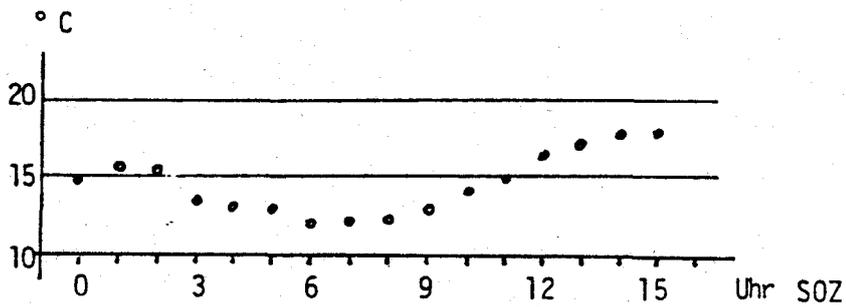
Geschwindigkeit: maximal 4,5 m/s (16,2 km/h)

Bewölkungsverhältnisse: in der Nacht 7/8 Ac (Altostratus)

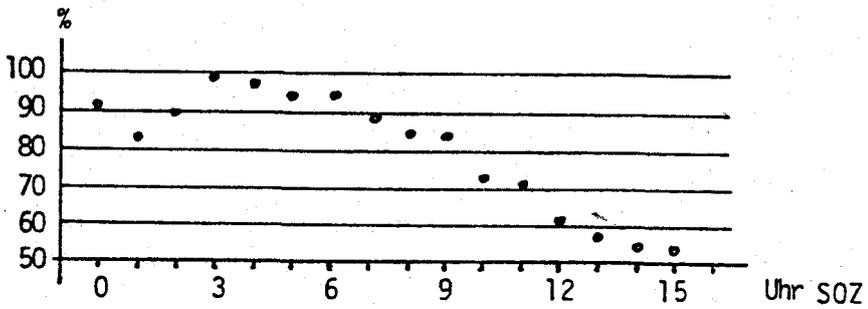
ab 2.10 SOZ setzt Regen ein,

Tag: 4-7/8 Cu (Cumulus), niederschlagsfrei

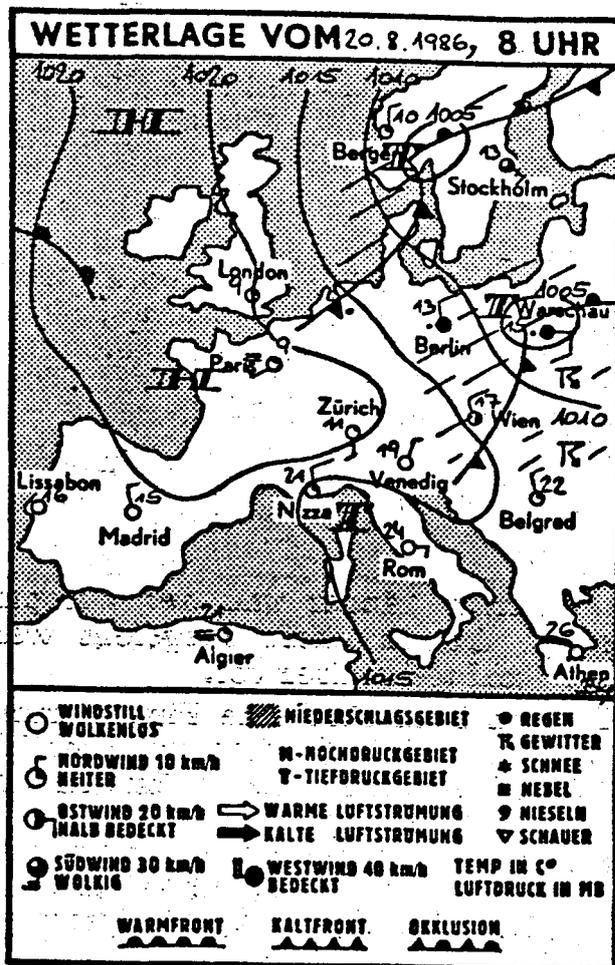
Temperaturkurve



Feuchtekurve



Meßkampagne 8: 20.8.1986

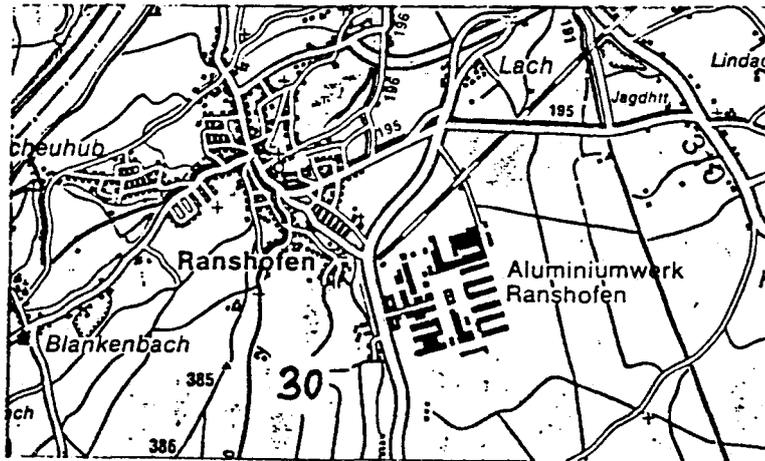


Großwetterlage: Das Wettergeschehen wird von einer Nordwestströmung mit eingelagerten Störungen bestimmt. Mit der Nordwestströmung kommen kühle Luftmassen nach Österreich.

Tab.C.10

8. Oktober 1986

Uhrzeit (MEZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$	Wind	
	an der Meßstelle 30	dd	ff
0.00-0.30	0,62	-	-
0.30-1.00	0,71	-	-
1.00-1.30	0,55	-	-



Lokale meteorologische Verhältnisse:

7.10, 16.00 bis 16.30 und 17.30 bis 24.00 MEZ

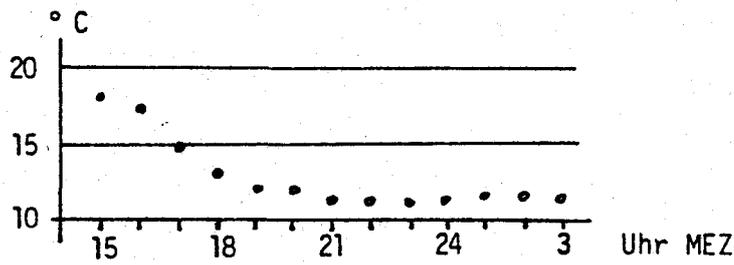
Windverhältnisse: am Nachmittag schwache Winde aus Richtungen um Nord,
nachts Windstille

Bewölkungsverhältnisse: bedeckt durch Schichtbewölkung, nachts wolkenlos

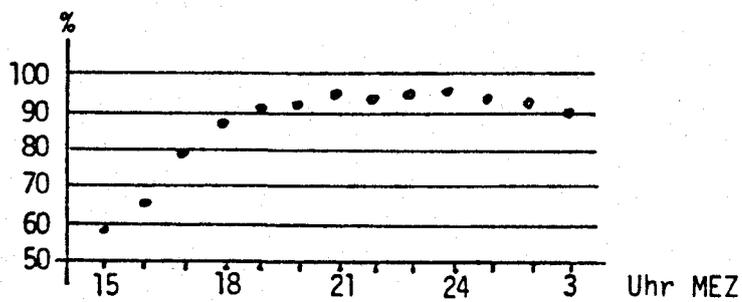
8.10., 0.00 bis 1.30 MEZ

Wind und Bewölkung siehe oben.

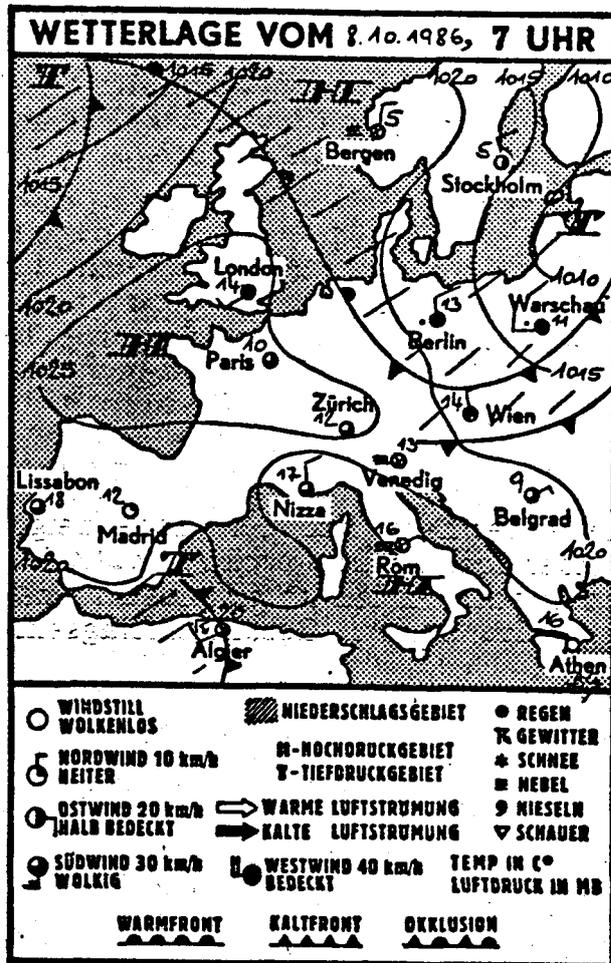
Temperaturkurve



Feuchtekurve



Meßkampagne 9: 7./8.10.1986

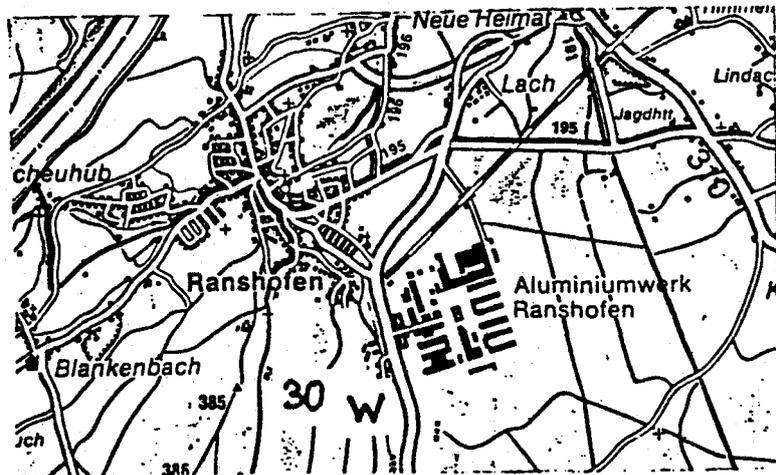


Großwetterlage: Über Westeuropa liegt ein Hoch, dessen Ausläufer bis zum Balkan reichen. In einer Nordwestströmung eingelagerte Störungszonen streifen die nördlichen Teile Österreichs.

Tab.C.11

11. November 1986

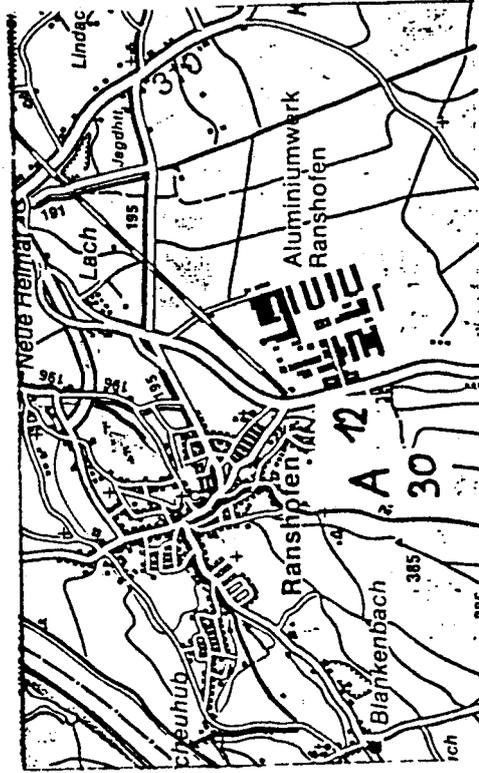
Uhrzeit (MEZ)	$\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$		Wind	
	an der Wald zw. 30 u.Werk	Meßstelle 30	dd	ff
14.00-14.30	-	4,16	16	4,3
14.30-15.00	9,48	3,38	16	4,3
15.00-15.30	3,62	3,37	4	3,6
15.30-16.00	4,70	6,36	5	2,2
16.00-16.30	0,57	1,25	5	5,0
16.30-17.00	2,07	3,06	2	5,6
17.00-17.30	3,51	4,52	2	4,3
17.30-18.00	-	2,68	3	4,3



Tab.C.11

12. November 1986 $\mu\text{g F}^-/\text{m}^3$
 an der Messstelle

Uhrzeit (MEZ)	12	Aberl- bauer	30	Wind dd ff
9.00- 9.30	-	-	1,29	5 3,6
9.30-10.00	3,00	2,73	0,90	2 3,6
10.00-10.30	0,93	1,59	1,94	2 4,3
10.30-11.00	-	-	2,12	4 4,3



Lokale meteorologische Verhältnisse:

11.11., 14.00 bis 18.00 MEZ

Windverhältnisse: Wind aus dem Sektor Nord bis Ost,

Geschwindigkeit: maximal 1,6 m/s (5,8 km/h)

Bewölkungsverhältnisse: Nebel

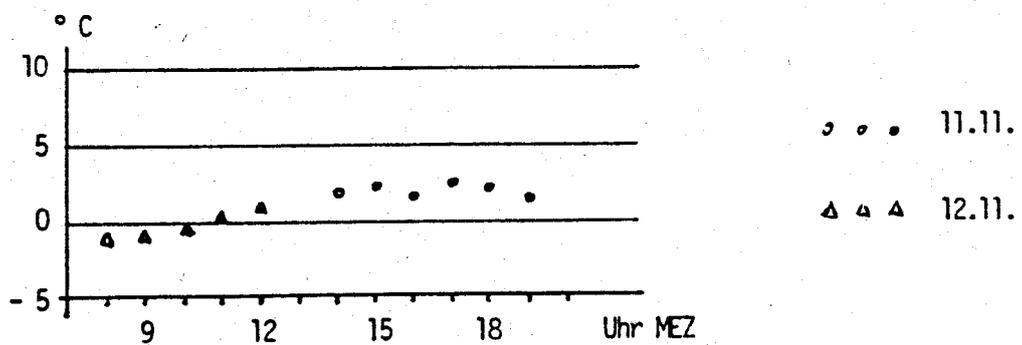
12.11., 9.00 bis 11.00 MEZ

Windverhältnisse: Nordost bis Ostwind,

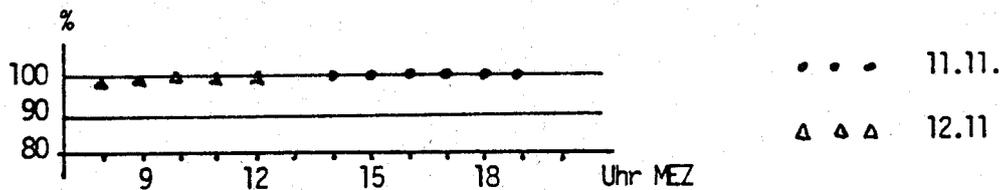
Geschwindigkeit: < 1,2 m/s (< 4,3 km/h)

Bewölkungsverhältnisse:

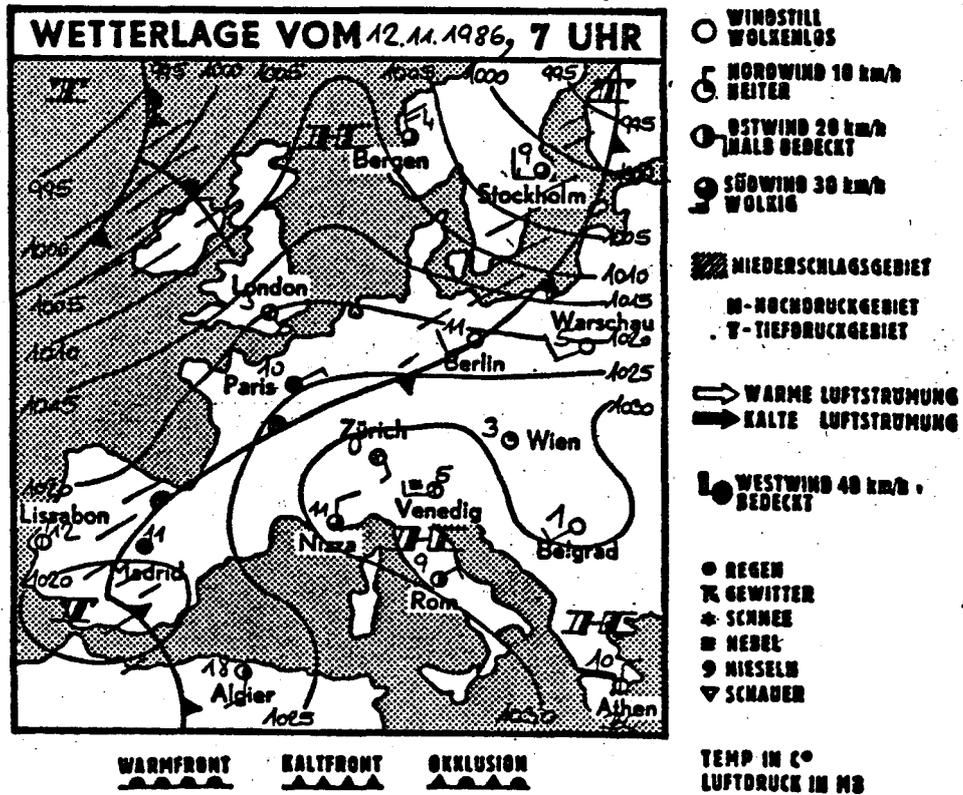
Temperaturkurve



Feuchtekurve



Meßkampagne 10: 11./12.1986



Großwetterlage: Ein Hoch über dem Balkan hat einen Ausläufer bis nach Mitteleuropa. Von Nordwesten her erfolgt schwacher Störungseinfluß.



ANHANG D

Mobile Messungen

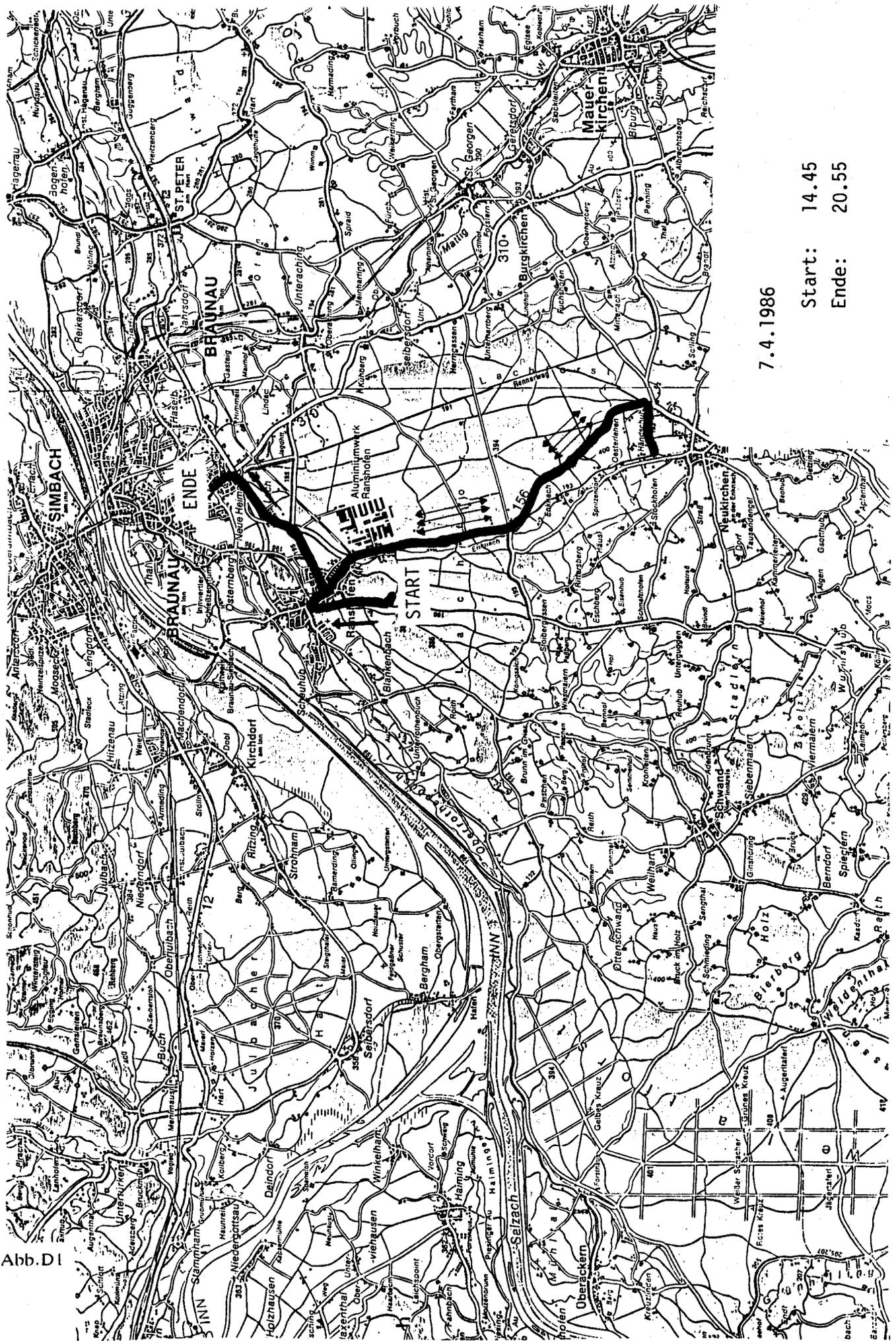
Fahrt: 7. April 1986, 14.45-20.55 Uhr

Meteorologische Situation: Schwacher Wind aus ENE-E, ab etwa 19.00 Windstille.

Niederschlagsfrei.

Immissionsituation: Beginn bei Aberlbauer mit zwei 30-minütigen Messungen (HMW: 0,06 und 0,07 mg SO₂/m³) nahe der Meßstelle 30. Weiterer HMW (0,10 mg SO₂/m³) bei Station 13, da Rauchfahne in diese Richtung dreht. Nach Absinken der Werte Suche nach neuer Beaufschlagungsfläche. Im Bereich Ranshofen bis Händschuh nahezu gleich niedrige, erst bei Station 13 wieder erhöhte Werte, daher Bildung eines HMW (0,06 mg SO₂/m³).

Fahrtstrecke	Uhrzeit SO ₂	µg SO ₂ / m ³		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Aberlbauer	14.45-15.15			59
	15.15-15.45			65
Station 13	15.48-16.20		175	100
Ranshofen	16.40	55		
Str. B 156 (Werk)	17.05	50		
3 x Händschuh-Werk- Händschuh	19.30	50		
Station 13	19.40-20.10		73	55
Aberlbauer	20.20	50		
Braunau (Neue Heimat)	20.55	55		



7.4.1986

Start: 14.45

Ende: 20.55

Abb. D1

Fahrt: 8. April 1986, 7.30–19.50 Uhr

Meteorologische Situation: Vormittags schwache Winde bzw. Windstille, im Laufe des Tages von N bis SSE drehend.

Niederschlagsfrei.

Immissionssituation: Start in Braunau mit Werten nahe der Nachweisgrenze; Fahrt Richtung Aberlbauer über Ranshofen, vorbei an Station 13. Beim Wohnhaus des Aberlbauer Aufenthalt von 1 Stunde (HMW von nur 0,05 bzw. 0,04 mg SO₂/m³) während Meßstellenbetreuung und Stichprobenmessung der Fluoridkonzentration. Nach Aufkommen eines schwachen Windes aus N–NNW ab etwa 8.30 Suche nach höheren Konzentrationen, dabei gleichmäßige Momentanwerte zwischen 26 und 52 µg SO₂/m³; nur südlich des Werkes Werte bis 105 µg SO₂/m³, siehe dazu Abb.47 in Abschnitt 8.4. Nach Fahrt zum Aberlbauer weiter durch den Lachforst bis zur Stromtrasse mit Werten von vorerst bis zu 105 µg SO₂/m³. Daraufhin im Wald Aufenthalt und Bildung eines HMW (0,09 mg SO₂/m³), danach Rückfahrt zum Aberlbauer.

Anschließend Fahrt in nördlicher, östlicher, südlicher und schließlich westlicher Richtung um das Werk auf der Suche nach erhöhten Konzentrationen. – Diese waren als kurzfristige Spitze (> 260 µg SO₂/m³; siehe dazu Abb.48 in Abschnitt 8.4) am Sportplatz feststellbar. Danach wieder erhöhte Werte im Wald, deshalb Bildung eines HMW (0,15 mg SO₂/m³).

Anschließend Fahrt nördlich, östlich und wieder nördlich vom Werk – gleichmäßige Momentanwerte zwischen 52 und 78 µg SO₂/m³ mit einem Spitzenwert von größer 260 µg SO₂/m³ beim Wildschwein-gehege. Nach nochmaliger Umkreisung des Werkes (gleichmäßige Verteilung des SO₂) weitere HMW-Bildung im Wald beim Aberlbauer – Weg 190 (0,10 mg SO₂/m³). Nach nochmaliger Umkreisung des Werkes bis Fahrtende in Braunau ebenfalls gleichmäßige SO₂-Verteilung.

Fahrtstrecke	Uhrzeit SO ₂	µg SO ₂ / m ³		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Braunau	7.30	0- 13		
Ranshofen		26- 52		
Station 13		50		
Aberlbauer	7.45- 8.15			53
	8.15- 8.45			39
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
Rittersberg	10.13	26- 52		
Schmalzhofen		52- 78		
Wiesmaiern	10.30	26- 52		
Ranshofen		26- 52		
Aberlbauer	10.50	26- 52		
Weg 190 bis Strom- trasse u. zurück	10.59	78-105		
Wald 300 m vor				
Aberlbauer	11.08-11.38		122	86
Aberlbauer	11.41	55		
Wildschweingehege		52- 78		
"Mittelpunkt Europas"				
(nach Station 6)		52- 78		
Burgkirchen		52- 78		
Händschuh	12.10	78-105		
Str. B 156 (Werk)		52- 78		
Sportplatz	12.39		>260	
Aberlbauer		78-105		
Weg 190	12.55	105-160		
Lachforst	13.01-13.34		200	152
Aberlbauer	13.36	105-160		
Ranshofen		52- 78		
Braunau		52- 78		
Ranshofen		52- 78		
Wild- schweingehege		52- 78		
Wald Wildschwein- gehege			>260 (ca.40 sec)	
Kühberg		52- 78		
Herrngassen	15.40	52- 78		
Braunau	16.03	52- 78		
Braunau	16.13	52- 78		
Ranshofen		52- 78		
Wildschweingehege		52- 78		
"Mittelpunkt Europas"		52- 78		
Burgkirchen		52- 78		
Händschuh		26- 52		
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
Aberlbauer		26- 52		
Lachforst	17.55-18.35		117	100
Aberlbauer	18.35	52- 78		
Wildschweingehege		52- 78		
Burgkirchen		52- 78		
Braunau	19.50	52- 78		

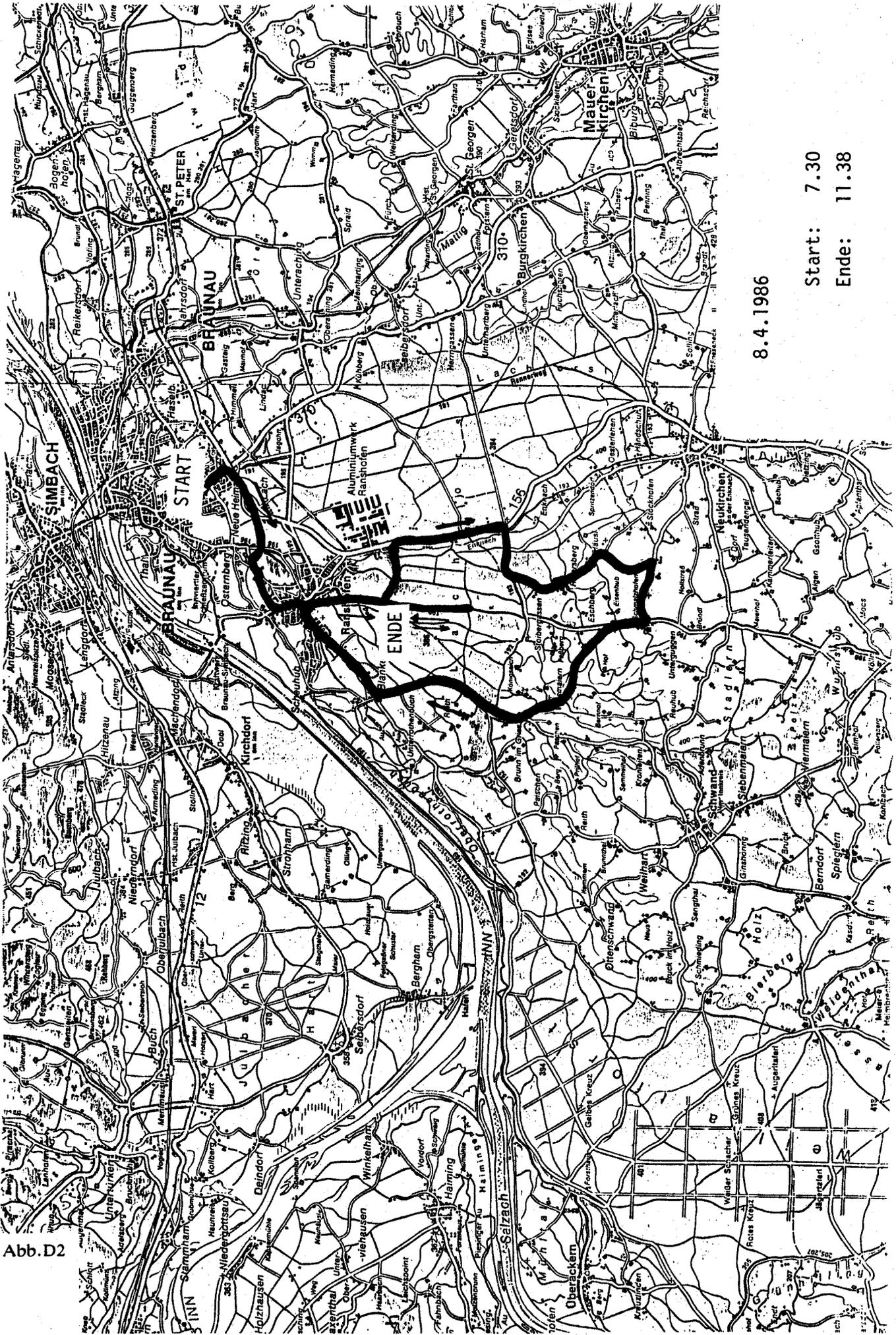
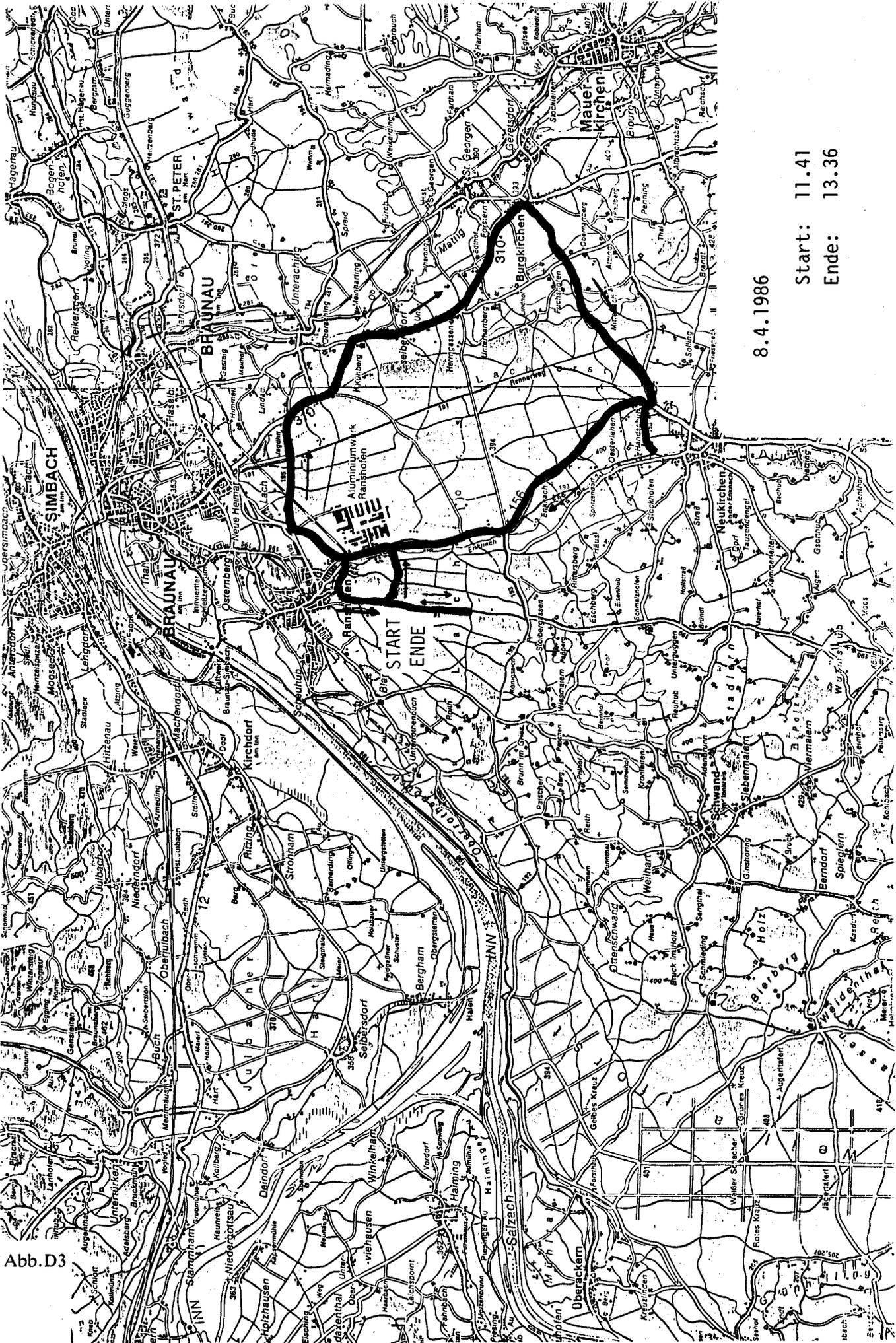


Abb. D2

8.4.1986

Start: 7.30

Ende: 11.38

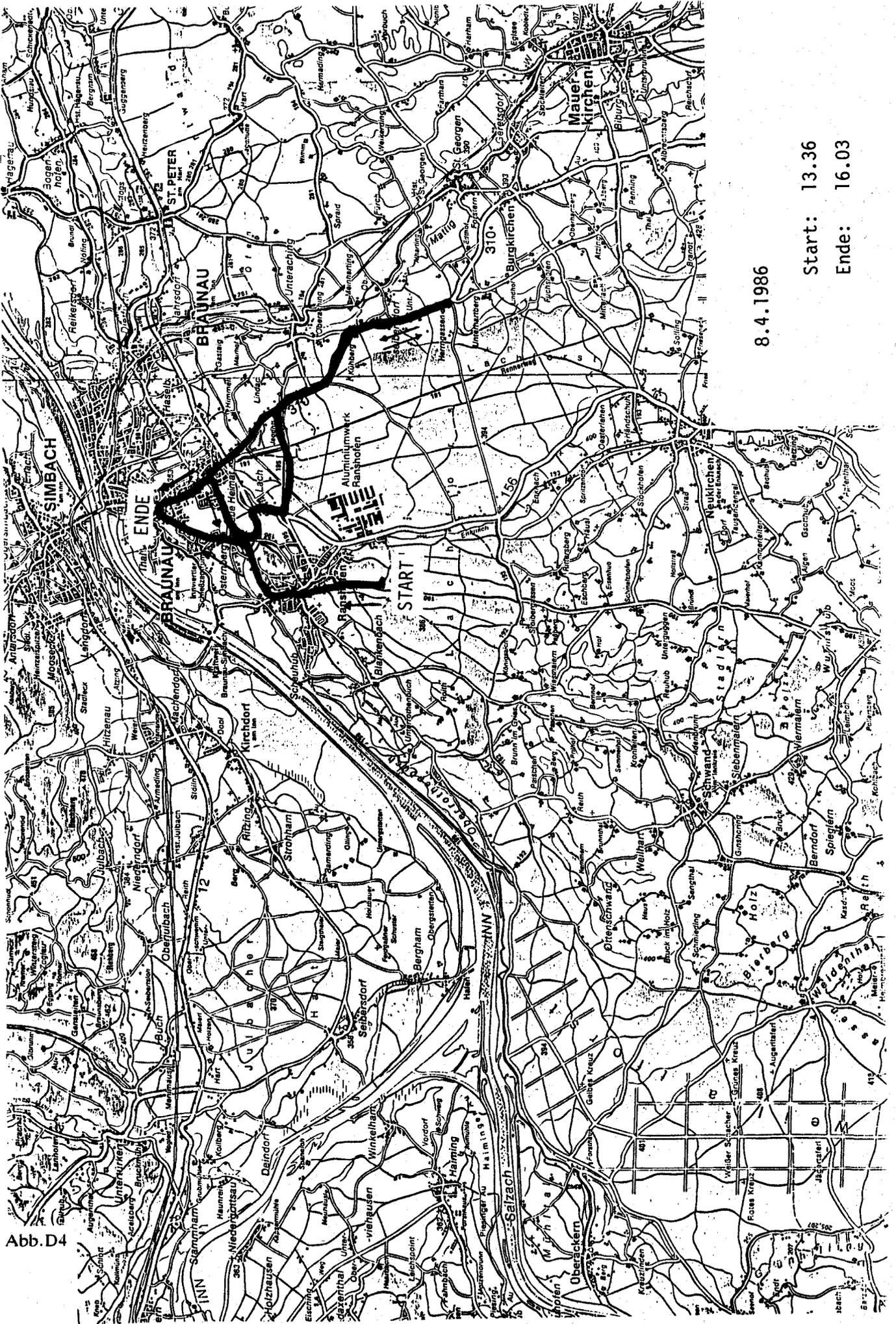


8.4.1986

Start: 11.41

Ende: 13.36

Abb.D3

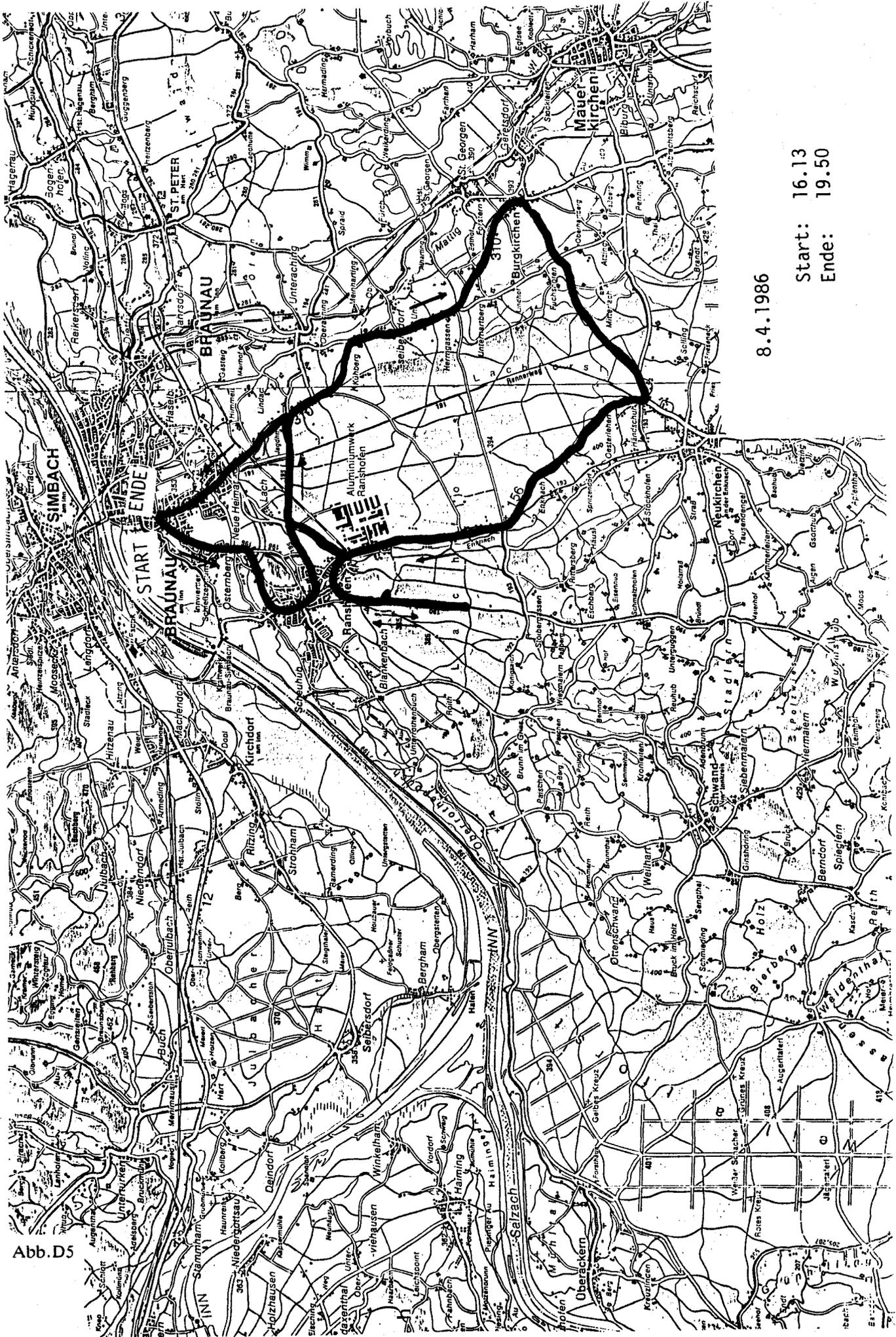


8.4.1986

Start: 13.36

Ende: 16.03

Abb. D4



8.4.1986

Start: 16.13
Ende: 19.50

Abb.D5

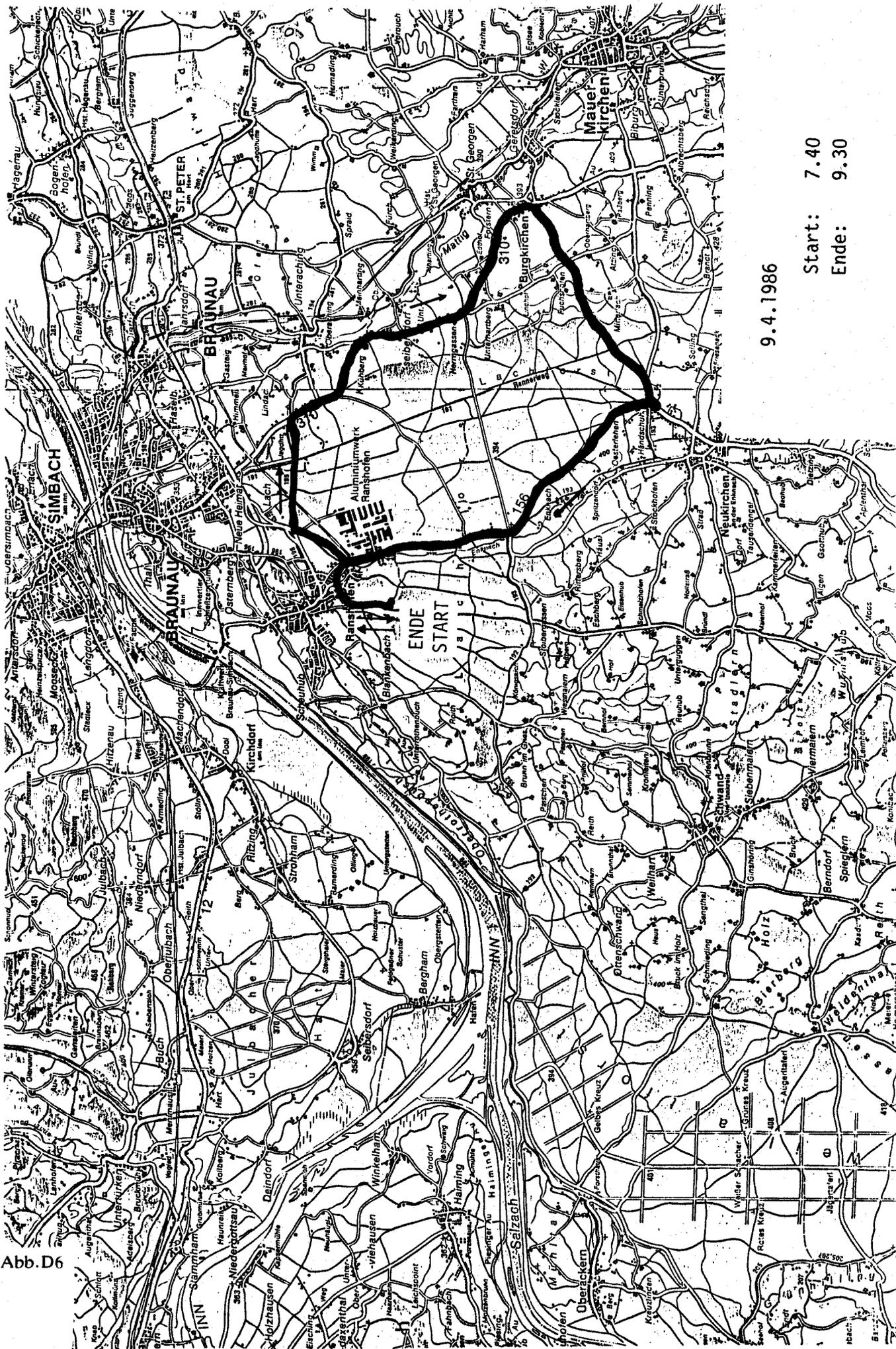
Fahrt: 9. April 1987, 7.40 bis 20.15 Uhr

Meteorologische Situation: Wind zwischen S und E drehend, Spitzen bis etwa 16 km/h.

Immissionssituation: Start bei Aberlbauer. Bei östlichen bis südlichen Winden Suche nach erhöhten Werten bis 13.05 Uhr erfolglos. (Werte zwischen 13 und 52 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, 78 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ einmal bei Wildschweingehege). Um 13.15 auf Straße B 156 beim Werk Spitze von > 260 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, kurz darauf auf Nebenfahrbahn bei Werk Spitzen von 78 und 122 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Ab 15.04 Fahrt von Aberlbauer in den Wald entlang des Weges 190 Richtung Stromtrasse mit Werten von 52 bis 160 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ entlang der Fahrtstrecke und einem Spitzenwert von 205 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Fahrtstrecke	Uhrzeit SO ₂	µg SO ₂ / m ³		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Aberlbauer	7.40	13- 26		
Station 13	7.48	26- 52		
Wildschweingehege		26- 52		
"Mittelpunkt Europas"		26- 52		
Herrngassen		26- 52		
Burgkirchen		26- 52		
Händschuh		26- 52		
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
Aberlbauer	9.30	13- 26		
Ranshofen		13- 26		
Terrassenweg		13- 26		
Richtung Werk		26- 52		
Umdrehen 500 m nach Werk		26- 52		
Station 13		26- 52		
Aberlbauer		26- 52		
Lachforst		26- 52		
Wildschweingehege	10.39	52- 78		
"Mittelpunkt Europas"	10.57	26- 52		
Burgkirchen		26- 52		
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
Aberlbauer		26- 52		
Lachforst		26- 52		
Aberlbauer	13.05	26- 52		
Str. B 156 (Werk)	13.15	>260		
Nebenfahrbahn bei Werk			78 u.122	
Händschuh		26- 52		
Burgkirchen		26- 52		
Braunau	14.46	26- 52		
Ranshofen		26- 52		
Aberlbauer	15.04	26- 52		
Aberlbauer Weg 190		52- 78	205	
Weg 190 retour		105-160		
Siedlung	15.51	60-100	172	
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
bis Schiedweg		26- 52		
bis Zufahrt zum				
Wildschweingehege		26- 52	91	
Werkssiedlung (unterh.)		160	170	
auf und ab				
Aberlbauer	18.05	26- 52		
Werkssiedlung Ranshof.		26- 52		
Sportplatz bei Werk	19.00	26- 52	105-160	
Str. B 156 (Werk)		26- 52		
Werk	19.35	26- 52		
Siedlung		26- 52		
Terrassenweg	19.55	26- 52		
Aberlbauer	20.05	26- 52		
Braunau	20.15	52- 78		



9.4.1986

Start: 7.40

Ende: 9.30

Abb.D6

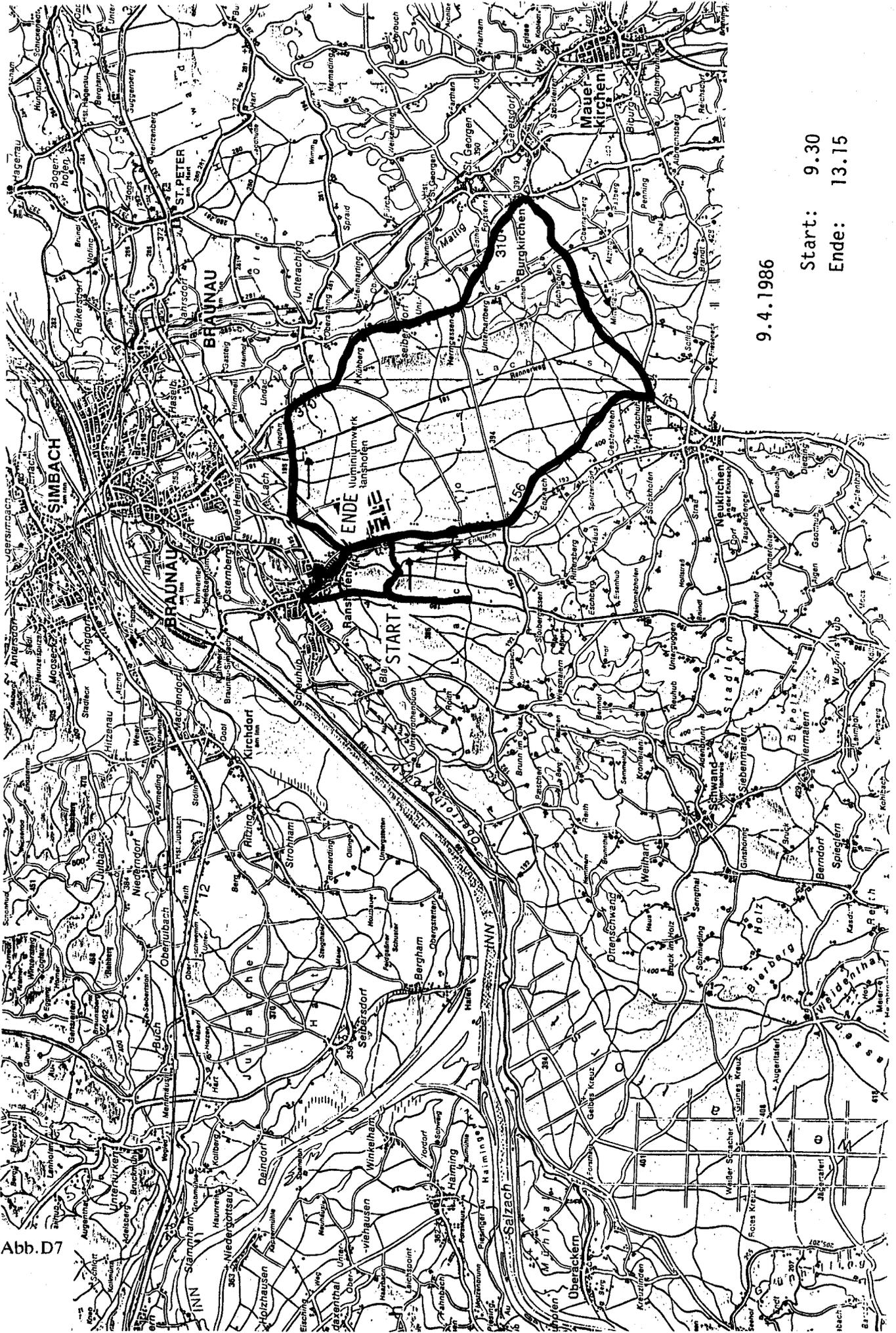
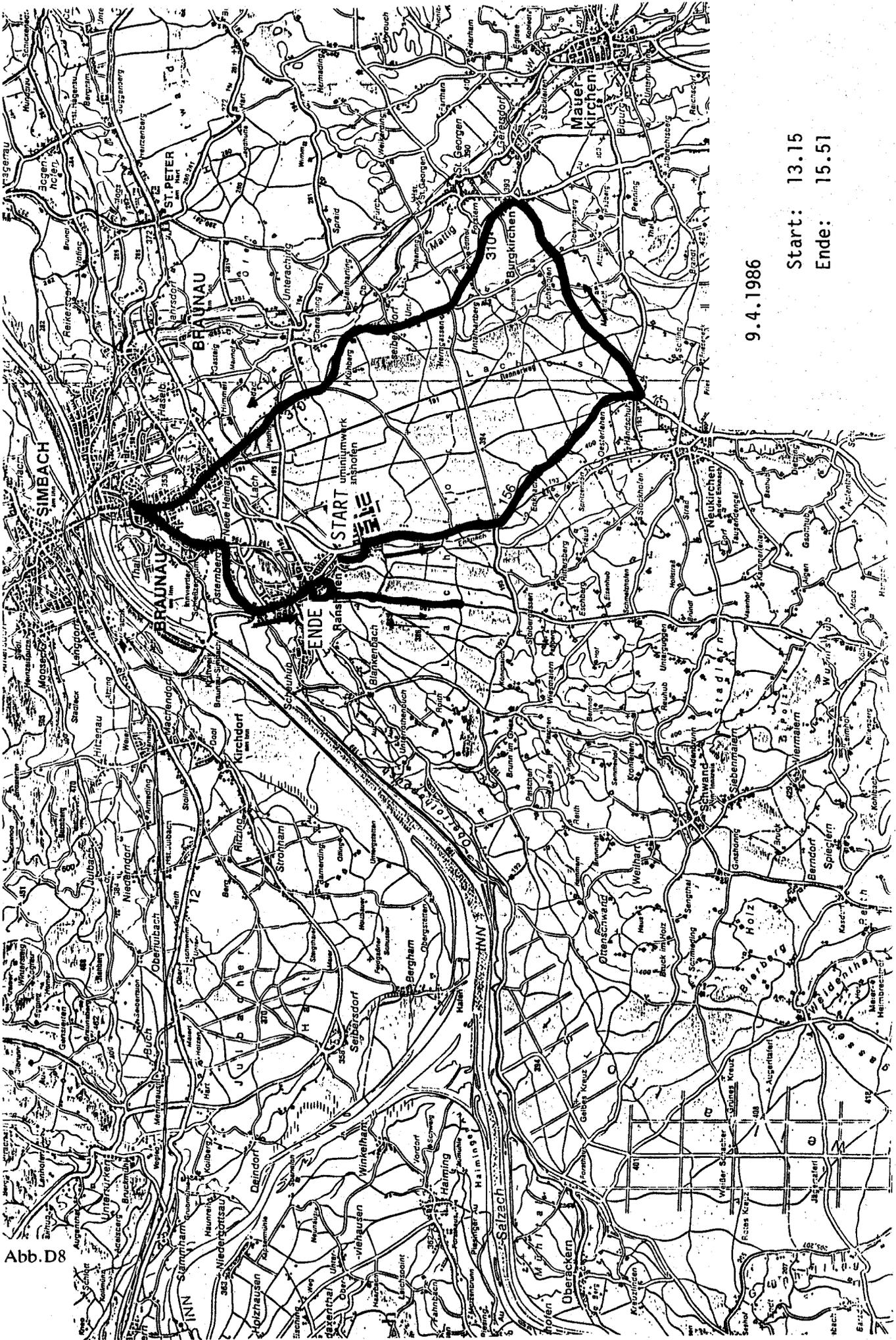


Abb.D7

9.4.1986

Start: 9.30

Ende: 13.15

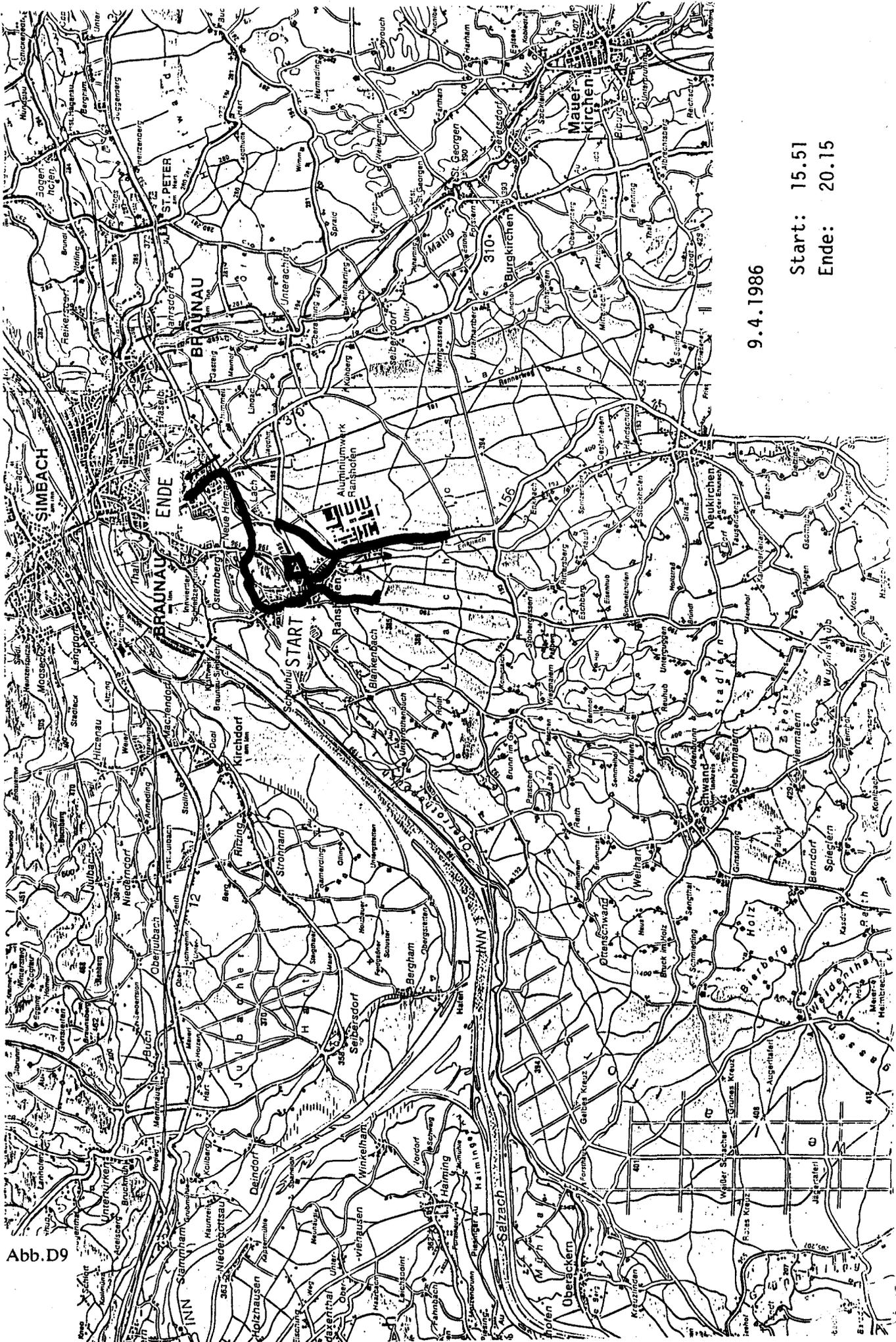


9.4.1986

Start: 13.15

Ende: 15.51

Abb. D8



9.4.1986

Start: 15.51

Ende: 20.15

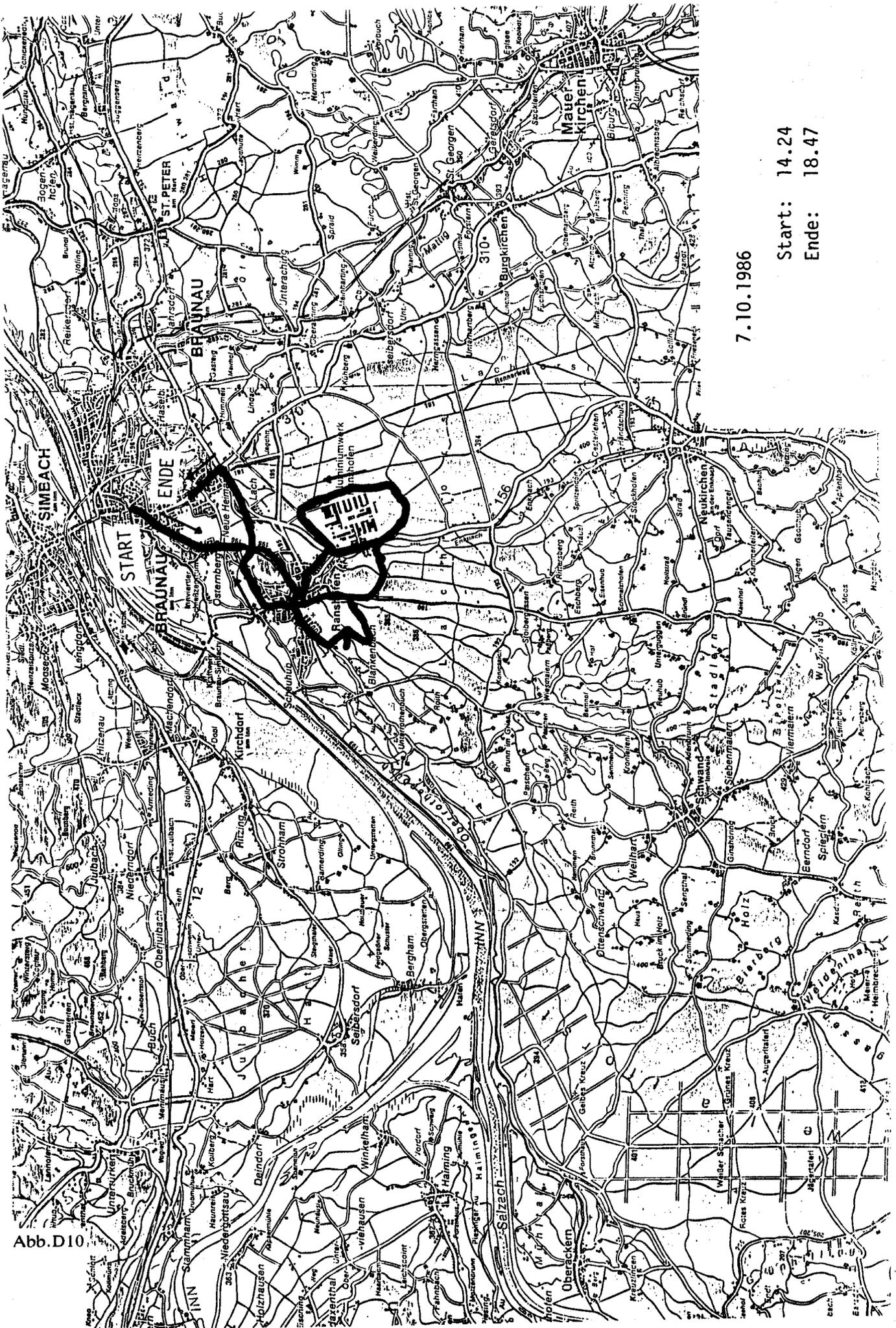
Abb.D9

Fahrt: 7. Oktober 1986, 14.25 bis 18.45 Uhr

Meteorologische Situation: Schwache nördliche Winde, teilweise bedeckt.

Immissionssituation: Im gesamten Gebiet rund um das Werk sehr niedrige Werte (maximal 20 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$) mit einem einzigen Spitzenwert von 40 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Die HMW (jeweils 0,01 $\text{mg SO}_2/\text{m}^3$) an den Stationen 30 und 13 erfolgten infolge Stationsbetreuung.

Fahrtstrecke	Uhrzeit MEZ	$\mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Braunau	14.24	12		
Werk	14.30	12		
Aberlbauer Station 30	14.33-15.03	11		9
Ranshofen			10	
Aberlbauer	15.43	20	40	
Station 1		10		
Str. B 156 (Werk)	16.30	6		
Station 1		14		
Ranshofen	16.46	13		
Wald Aberlbauer	16.57	12		
Station 13	17.00-17.30			8
Station 14		6		
Ranshofen		13		
Braunau	18.47	14		



7.10.1986

Start: 14.24

Ende: 18.47

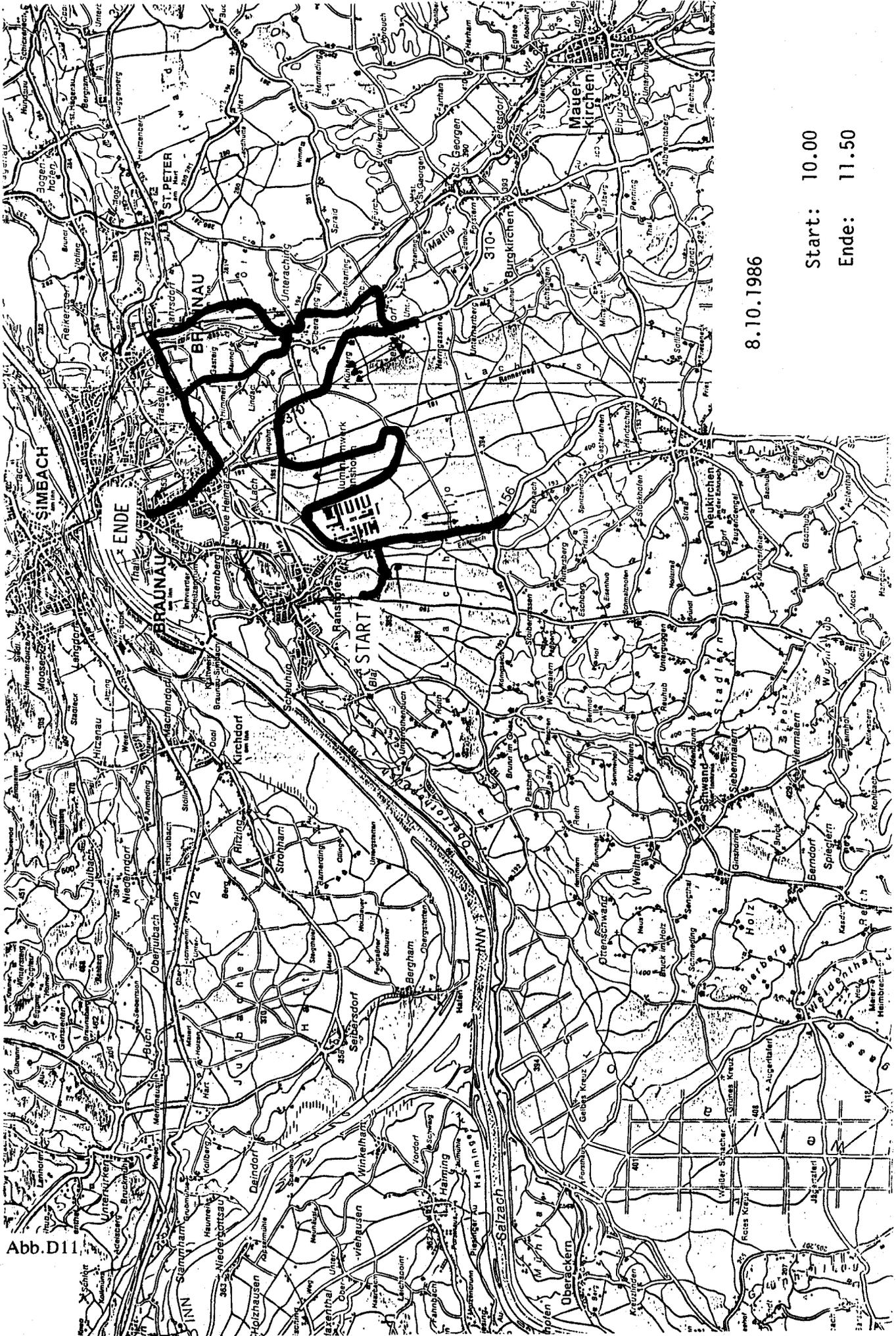
Abb.D10

Fahrt: 8. Oktober 1986, 10.00 bis 11.50 Uhr

Meteorologische Situation: Niederschlag bis knapp vor 10.00 Uhr und ab 11.50 Uhr.

Immissionssituation: Sehr niedrige Werte, höchster Momentanwert 18 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, HMW von 0,01 und 0,02 $\text{mg SO}_2/\text{m}^3$.

Fahrtstrecke	Uhrzeit MEZ	$\mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Station 13	10.00	10		
Werk	10.10	10		
Werk (Zufahrt zum Wildschweingehege)	10.14	10		
Station 4	10.20-10.50			14
Station 5	10.55-11.25			15
Strecke Station 7- Seibersdorf	11.25-11.45	15	18	
Braunau	11.50	15		



8.10.1986

Start: 10.00

Ende: 11.50

Abb.D11

Fahrt: 15. Oktober 1986, 12.30 bis 18.30 Uhr

Meteorologische Situation: wolkenlos, windstill (Rauchfahnen drehen unterschiedlich).

Immissionssituation: Der erste Teil der Fahrt bis 15.50 orientierte sich an dem Fluoriddepositionsmeßnetz (es mußten die Becher getauscht werden). Die höchsten Werte fanden sich beim Werkstor und in den Ortsgebieten, vor allem in Ranshofen

(120 µg SO₂/m³) und Osternberg (150 µg SO₂/m³). Mit Ausnahme des Gebietes um das Werkstor ist kein eindeutiger Werksbeitrag nachweisbar.

Der zweite Teil der Messungen erstreckte sich auf das Gebiet westlich des Werkes (vor allem Lachforst, Ranshofen, Werkstor), da dieses gegenüber dem östlichen Gebiet etwas höhere Werte aufwies. Die höchsten Werte (> 200 µg SO₂/m³) fanden sich vor dem Werkstor und beim Aberlbauer (60 µg SO₂/m³). Einzelne Spitzenwerte um 80 µg SO₂/m³ in Ranshofen und 60 µg SO₂/m³ in Unterrothenbuch dürften auf lokale Einflüsse zurückzuführen sein. Im gesamten Lachforst westlich der B 156 fanden sich Werte zwischen 30 und 40 µg SO₂/m³.

Fahrtstrecke	Uhrzeit MEZ	µg SO ₂ / m ³		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Osternberg	12.30	150		
Station 11		108		
Ranshofen		120		
Station 10		100		
Werkstor		108		
Siedlung beim Werkstor		150		
Meßhütte	12.45-13.23	40-115		
Aberlbauer		50		
Station 12		50		
Station 13		30		
Station 14		30		
Blankenbach		32		
Unterrothenbuch		45		
Station 15		50		
Innblick		51		
Innblick-Überackern		80		
Forsthaus		60- 70		
Kreuzlinden		60		
Station 18		58		
Station 21		14		
Eisenhub	14.29	20		
Häusl		6		
Station 1		10		
Station 4		24		
Wildschweingehege		20		
Station 7	15.06	22		
"Mittelpunkt Europas"		30		
Station 6		20		
Station 23		22		
St. Georgen		20		
Hermading		20		
Station 24	15.27	20		
Station 22		30		
St. Peter		40		
Dietfurt		34		
Str.B 309				
(Neue Heimat)	15.50	40		
Werkstor		170	>200	
Aberlbauer/Meßhütte		60	80	
Lachforst werksnah		30- 50		
Lachforst allgemein		30- 40		
Ranshofen		40- 55	80	
Blankenbach		40		
Unterrothenbuch	18.30	36	60	

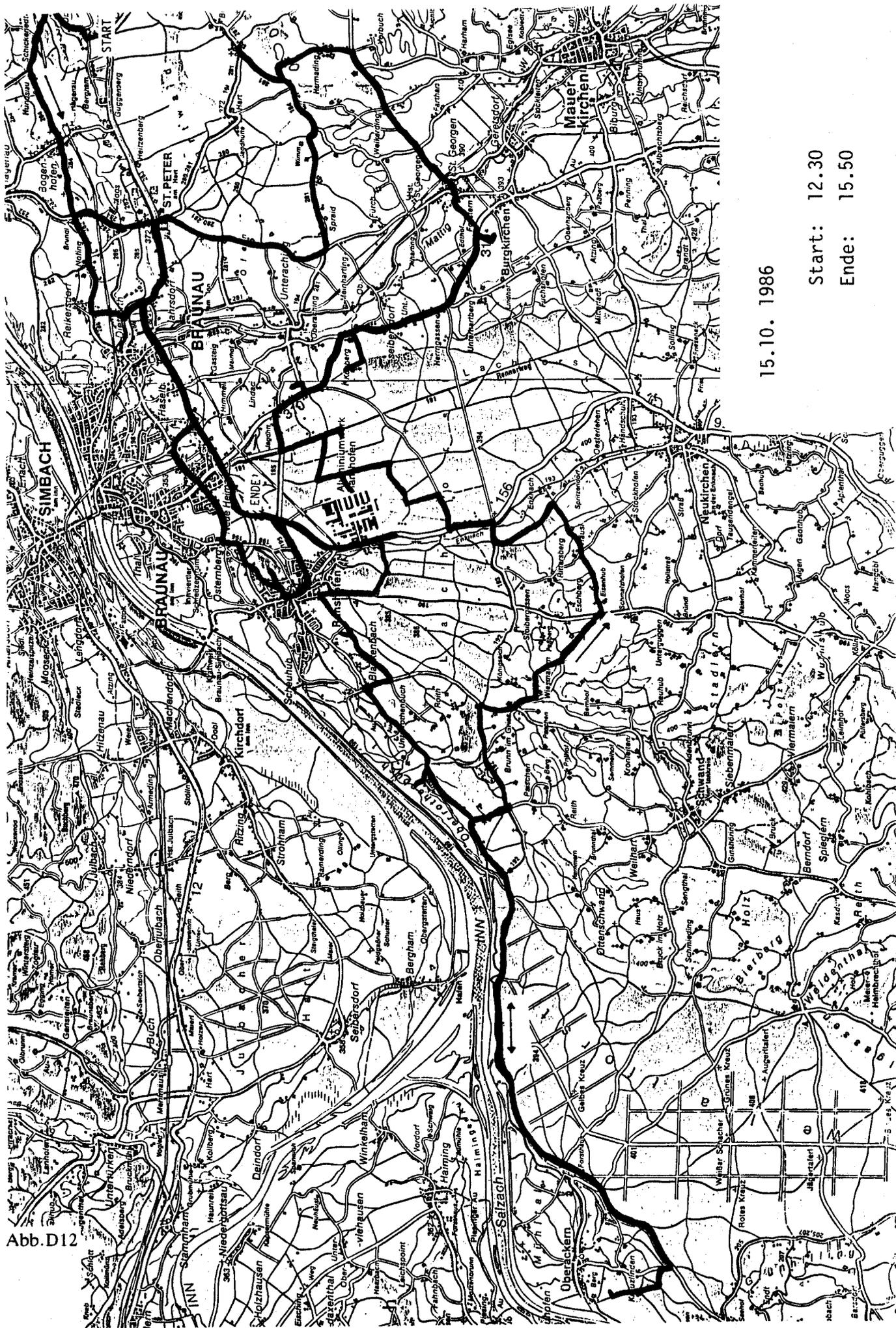


Abb. D12

15.10.1986

Start: 12.30

Ende: 15.50

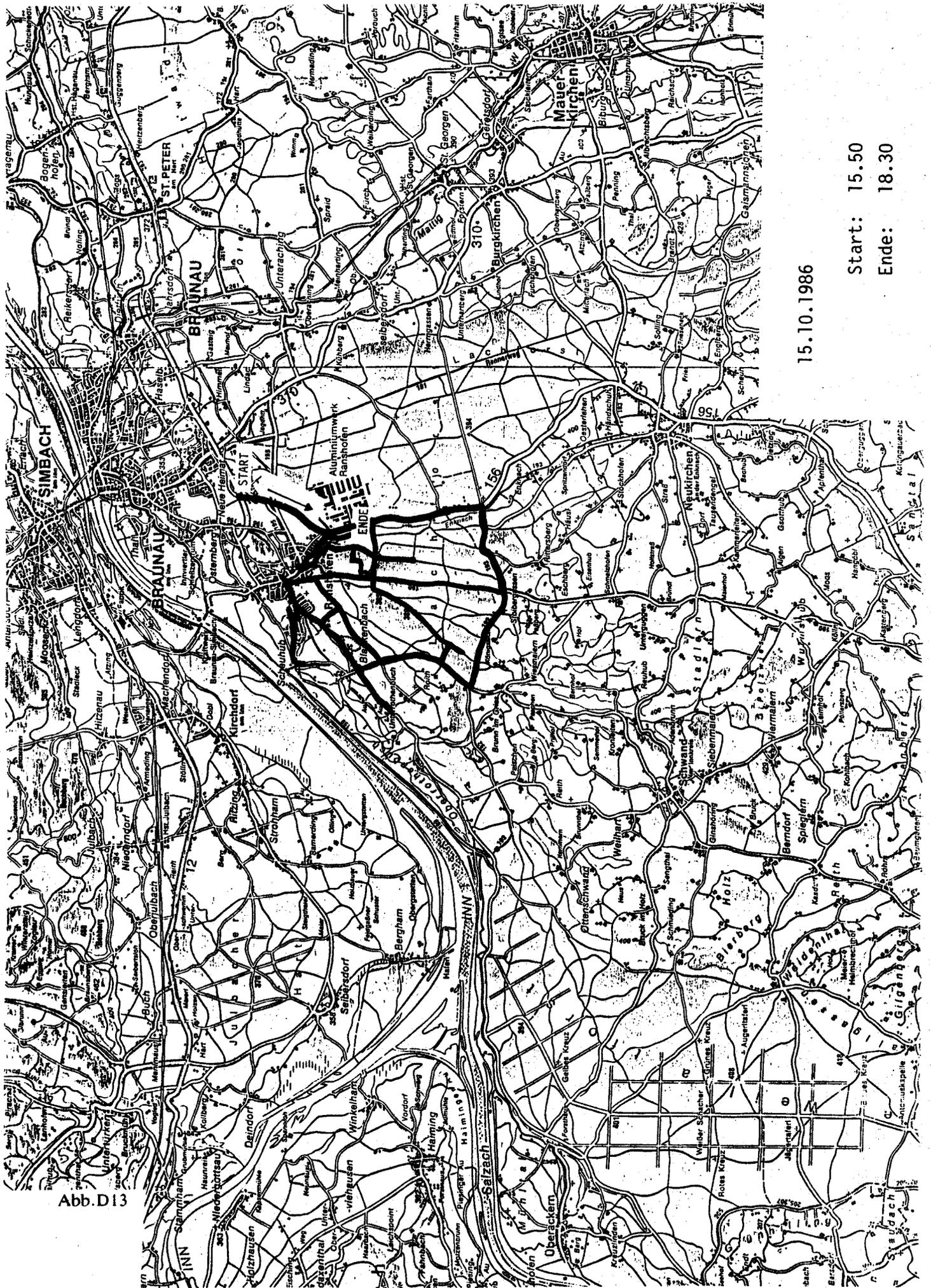


Abb. D13

15.10.1986

Start: 15.50

Ende: 18.30

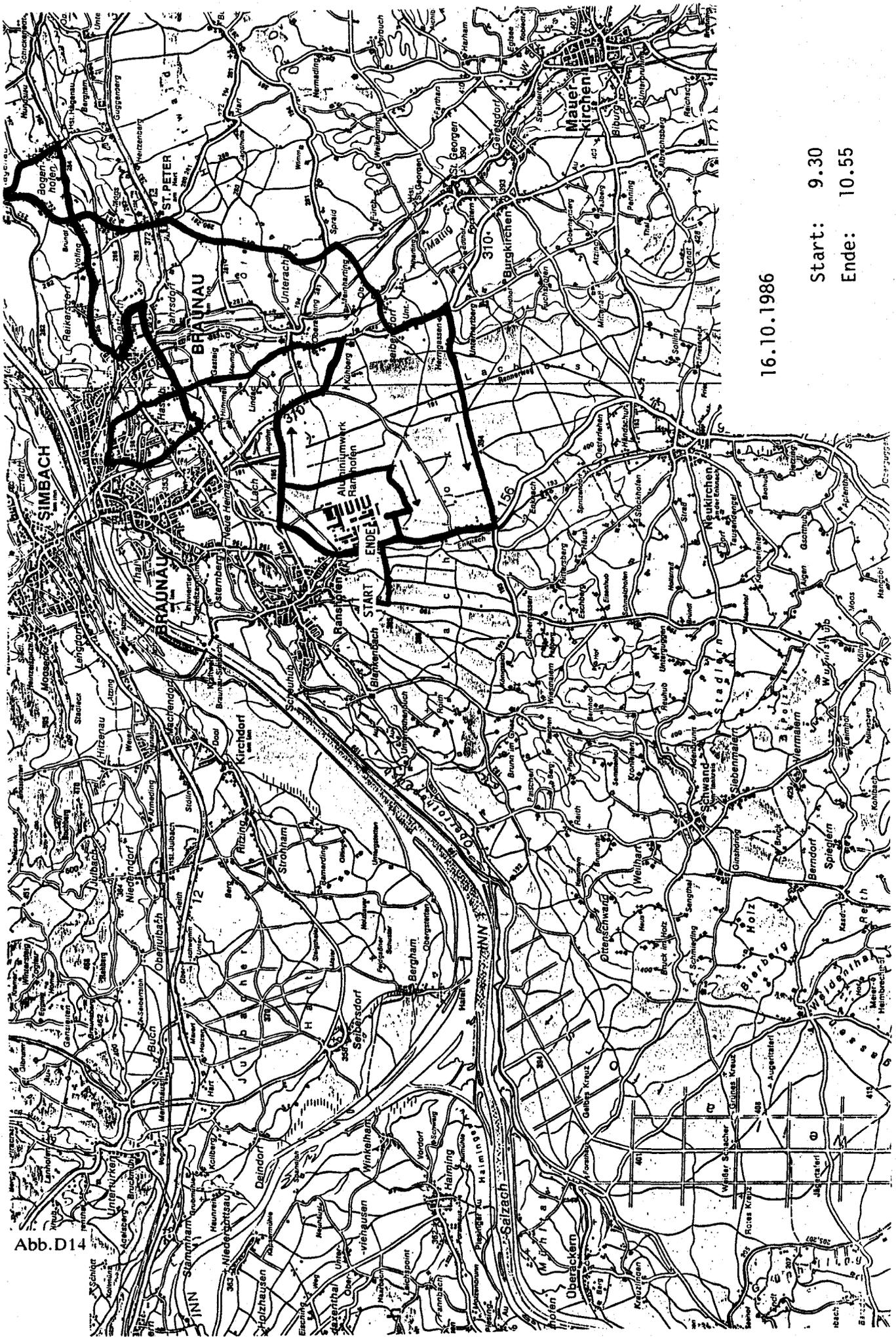
Fahrt: 16. Oktober 1986, 9.30 bis 13.00 Uhr

Meteorologische Situation: wolkenlos, Morgennebel bis etwa 9.45 Uhr; Rauchfahnen drehen leicht Richtung West

Immissionssituation: Die Messungen bis 10.55 wurden im Raum Braunau und der Nahumgebung des Werkes durchgeführt, um den möglichen jeweiligen Beitrag zu erfassen. Die höchsten Momentanwerte betragen beim Aberlbauer 36 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, beim Werkstor 30 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ und 25 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ in Braunau. Die Meßwerte lagen fast ausschließlich unter 10 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Der zweite Teil der Messungen wurde im Großraum südwestlich des Werkes durchgeführt. Vom Werkstor beginnend wurde parallel bis normal (je nach Straßensituation) zur Ausbreitungsrichtung der Abgasfahne gefahren; dadurch war der Ausbreitungskegel, der vom Werk herrührt, nachweisbar und abgrenzbar, siehe dazu Abschnitt 8.4, Abb.49.

Fahrtstrecke	Uhrzeit MEZ	$\mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$		
		mittlere Werte ent- lang der Strecke	Spitzen- werte	Halbstun- denmittel- werte
Aberlbauer	9.30	36		
Meßhütte		33		
Siedlung beim Werkstor		32		
Werkstor		25- 30		
Weg (195) nördl.d.Werks		5- 9		
Weg östl.d.Werks		7- 8		
Station 1 und				
Weg südl.d.Werks		6		
Kreuzung Weg 195				
mit Str. B 310	9.55	5		
Oberaching		4		
Gasteig		2		
Braunau	10.12-10.17	5- 25		
Dietfurt		2		
Bogenhofen	10.29	3		
St.Peter	10.36	5		
Seibersdorf		3- 9		
Weg von Herrengassen				
zur Str. B 156	10.55	1- 3		
Werkstor	10.55-11.02	70	96	
Siedlung beim Werkstor		57		
Wald zwischen Siedlung				
beim Werkstor u. Meß-				
hütte		70		
Meßhütte		63		
Weg von Östl. der Meß-				
hütte zur Str. 193		9- 44	44	
Str.192		10- 47	47	
Brunn im Griesß		40		
Abzweigung zu				
Wiesmaiern		36		
Wiesmaiern, Stat.21	11.27	27		
Kreuzung Str.193/				
Str. B 156	11.33	15		
Rittersberg		14		
Brunn/G.-Blankenbach		30- 45		
Blankenbach		17		
SW-Ortsrand Ranshofen		15- 17		
Weg 190	11.50-11.55	31- 47	47	
Eisenhub		13		
Reuhub		27		
Schwand		27		
Ginshöring		25		
Berndorf		22		
Kasdorf		20		
Spieglern		13		
Wurmshub		10- 14		
Bründl		13		
Neukirchen	13.00	16		



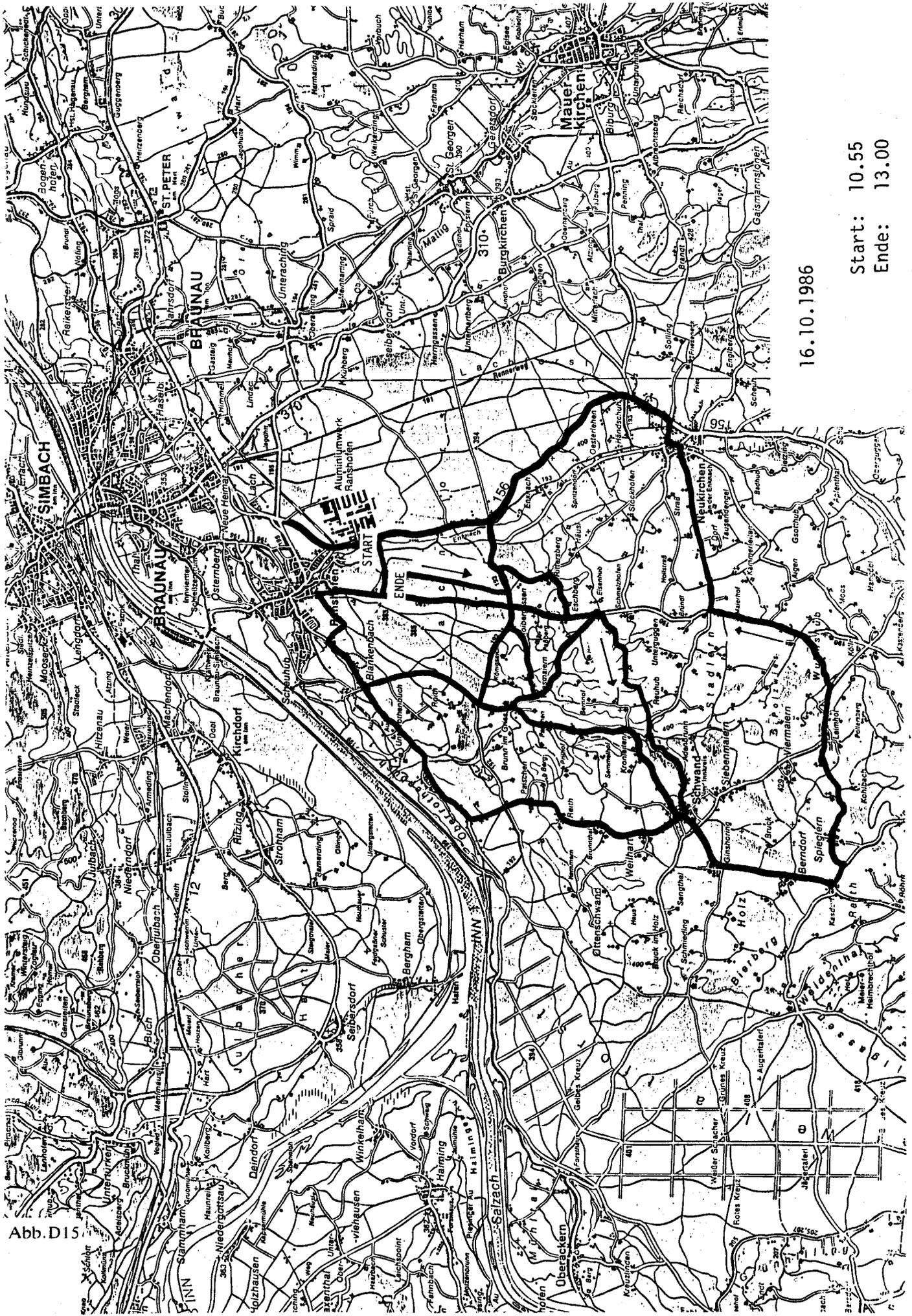


Abb. D15

16.10.1986

Start: 10.55
Ende: 13.00