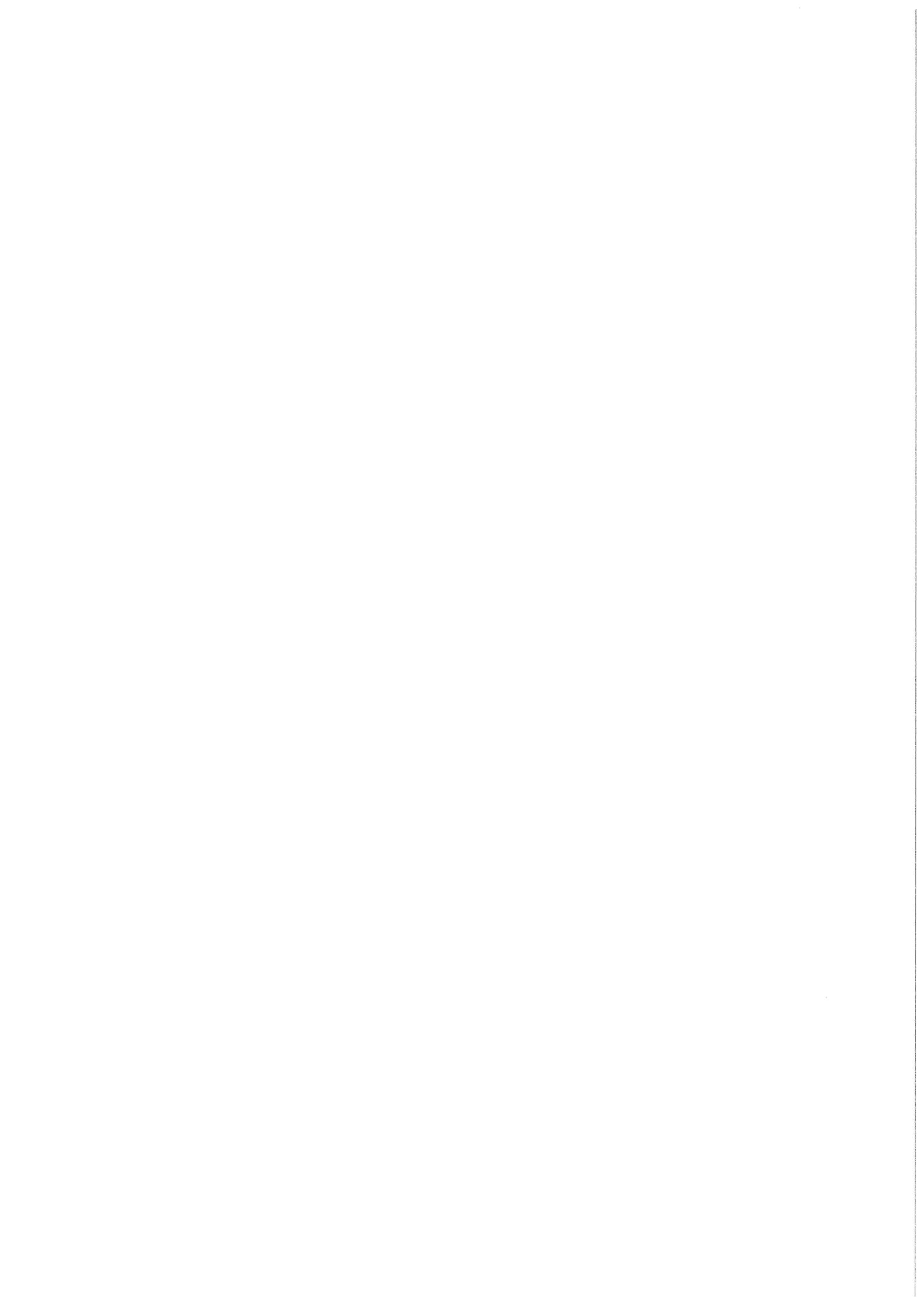


KfK 3940 B
Mai 1985

Radioökologische Untersuchungen im Raum Mähring/Poppenreuth (Opf.)

J. Schmitz
Hauptabteilung Sicherheit
A. Olkis, H. Klenk, K. Bächmann
Technische Hochschule Darmstadt

Kernforschungszentrum Karlsruhe



Kernforschungszentrum Karlsruhe
Hauptabteilung Sicherheit

Technische Hochschule Darmstadt
Fachbereich Anorganische Chemie und Kernchemie

KfK 3940 B

Radioökologische Untersuchungen
im Raum Mähring/Poppenreuth (Opf.)

J. Schmitz, A. Olkis, H. Klenk, K. Bächmann

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

Als Manuskript vervielfältigt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Das Forschungsvorhaben wurde im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen unter dem Arbeitstitel "Radioökologische Untersuchungen der durch Uranexploration bedingten Strahlenexposition im Raum Mähring/Poppenreuth" in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Zusammenfassung

Im Rahmen einer radioökologischen Untersuchung im Bereich der ehemaligen Uranexplorationsgruben Mähring/Poppenreuth (Opf.) wurden Uran, Ra-226, Pb-210, Rn-222, Th-230 und inaktive Spurenelemente in Luft-, Boden-, Pflanzen-, Wasser- und Nahrungsmittelproben gemessen. Mehr als 1 200 radiochemische Einzelbestimmungen und 200 integrierende Radonmessungen wurden zur Berechnung der Strahlenexposition der Umgebungsbevölkerung herangezogen.

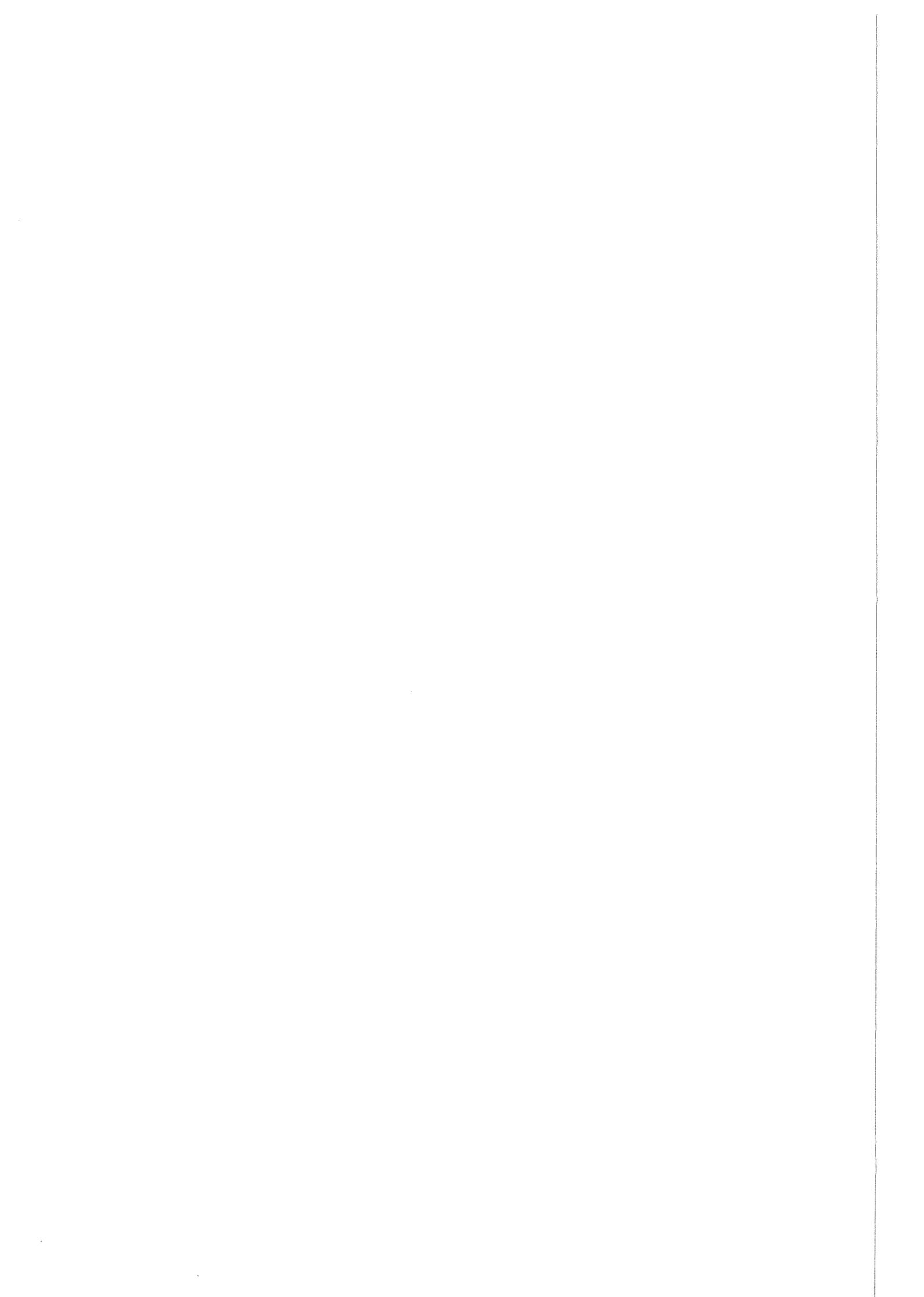
Über den Luftpfad war keine signifikante Umweltbelastung aus den Gruben festzustellen und ebensowenig erfuhr der durch die tschechischen Gruben vorbelastete Vorfluter durch die Grubenabwässer eine merkliche Erhöhung seiner Radionuklidlast. Die weitgestreute Probenahme im landwirtschaftlichen Bereich zeigten keine zusätzliche Belastung. Bodenproben von Vertikalprofilen ergaben keine Anzeichen einer Grundwasserkontamination und die Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen in Nahrungsmitteln entsprachen denen in Gebieten mit ähnlicher Bodenbeschaffenheit. Die Bevölkerungsexposition über Ingestion liegt unter den Werten, die in vergleichbaren Untersuchungen im Fichtelgebirge und im Schwarzwald gefunden wurden.

Radioecological Investigations in the Mähring/Poppenreuth Area (NE Bavaria)

Abstract

Radioecological investigations were performed in the vicinity of abandoned uranium exploration mines near Mähring/NE Bavaria. Uranium, Ra-226, Pb-210, Rn-222, Th-230 and inactive trace elements were analyzed in air-, soil-, plant-, water- and nutrient samples. More than 1.200 radiochemical determinations and 200 integrating radon measurements were taken as the basis for the calculation of the radiation exposure of the public.

No significant impact resulted from the radon emission of the mines and the already existing radionuclide burden of the receiving creek by the nearby Czechoslovakian uranium mine was not enhanced. The widespread sampling of farm products showed no additional load. Soil samples from vertical profiles gave no signs of groundwater contamination and the Ra-226 and Pb-210 contents of the food corresponded with those in areas with similar composition of soil. The exposure of the public via ingestion was found to be lower than in comparable investigations in the Fichtelgebirge and the Black Forest.



III

	Seite
1. EINLEITUNG	1
2. Verteilung und Ausbreitung der Radionuklide	3
2.1 Ausbreitung über den Luftpfad - Radon	3
2.2 Ausbreitung über den Luftpfad - Luftstaub	10
2.2.1 Luftfiltermessungen	12
2.2.2 Depositionsmessungen	12
2.3 Bodenproben	14
2.3.1 Horizontalwerte	14
2.3.2 Vertikalwerte	18
2.4 Wasser- und Sedimentproben	22
2.5 Pflanzenproben	27
2.5.1 Fichten und Gras	27
2.5.2 Nutzpflanzen	31
2.6 Nahrungsmittel	33
2.6.1 Fisch	33
2.6.2 Fleisch	34
2.6.3 Milch	34
2.6.4 Honig	34
3. DOSISBERECHNUNGEN	35
3.1 Radionuklidaufnahme	35
3.2 Strahlenexposition der Bevölkerung	37
3.2.1 Berechnung der Strahlenexposition nach § 45 StrlSchV	39
3.2.2 Ermittlung der Strahlenexposition nach UNSCEAR	40
3.3 Strahlenexposition durch Inhalation	41
3.4 Potentielle Strahlenexposition über den Wasserpfad	43
4. ZUSAMMENFASSUNG	45
5. LITERATUR	48

	Seite
6. ANHANG	52
6.1 Probenahme und Analytik	52
6.2 Tabellen und Abbildungen (A)	57
6.2.1 Luftpfad	57
6.2.2 Boden	67
6.2.3 Wässer und Sedimente	79
6.2.4 Pflanzen und Nahrungsmittel	87
6.2.5 Radoneinzelwerte	103
6.3 Umgebungskarte	107

1. EINLEITUNG

Die seit langem bekannten Uranindikationen im nordost-bayerischen Raum - Fichtelgebirge, Steinwald, Oberpfälzerwald - wurden nach 1950 intensiv exploriert und führten zu zahlreichen Bohrungen und Schürfungen. 1967 wurde von der Gewerkschaft Brunhilde in der Nähe von Mähring, Kreis Tirschenreuth (siehe TK 50, Anhang) mit dem Abteufen des Explorations-schachtes am "Wäldel" begonnen, der damit in den geologischen Bereich der unweit gelegenen tschechischen Urangrube "Dylen" vorstieß. 1972 wurde der auf der 170-m-Sohle angelangte Schacht aufgelassen und 1978 erneut in Betrieb genommen. Parallel dazu wurde 1977 bei Poppenreuth (ca. 4 km WSW) der Explorationsschacht "Höhenstein" abgeteuft. Das bei den Explorationsarbeiten anfallende Erz wurde zunächst zur Urananlage Ellweiler (Rheinland-Pfalz) gebracht. Die angefallenen Armerze ($< 0,1\%$) werden seit 1978 auf dem Betriebsgelände am "Wäldel" einer Haldenlaugung unterworfen und das dabei gewonnene Vorkonzentrat nach Ellweiler transportiert. Das anfallende Nebengestein wurde auf dem jeweiligen Grubengelände aufgehaldet oder zur Geländeauffüllung benutzt (40).

Aus wirtschaftlichen Gründen wurde Ende 1982 der Explorationsbetrieb eingestellt und beide Gruben aufgelassen. Im letzten Betriebsjahr fielen bei den untertägigen Auffahrungen in Höhenstein ca. 3 000 t und in Wäldel ca. 1 000 t Uranerz an. Die Auslaugung der insgesamt aufgehaldeten ca. 13 000 t Armerze wird aufgrund der hier angewandten Laugungstechnik noch einige wenige Jahre fortgeführt werden.

Das Ziel der vorliegenden radioökologischen Untersuchungen war, mögliche Auswirkungen auf die Umwelt durch die beiden Explorationsschächte und die Erzlaugung aufzuzeigen und aus den gewonnenen analytischen Daten eine eventuelle Strahlenexposition sowohl nach der sogenannten kritischen Bevölkerungsgruppe als auch nach der Allgemeinen Berechnungsgrundlage zu berechnen. Die besondere Randbedingung, daß zum einen der Hauptvorfluter bereits eine hohe Vorlast von der tschechischen Urangrube mitbringt und zum anderen mit zahlreichen natürlichen Anomalien zu rechnen war, sollte bei der Untersuchung einer eventuellen Belastung der Umgebung durch die Urangruben berücksichtigt werden.

Der analytische und radioökologische Schwerpunkt der Untersuchung lag auf der Erfassung der Radium-226-Konzentrationen, da nach der Strahlenschutzverordnung von diesem Radionuklid der Uran-Zerfallsreihe die größte Strahlenexposition zu erwarten ist. In der Radiotoxizität folgen dem Radium das Blei-210 mit seinem Folgenuklid Polonium-210, das Thorium-230 und schließlich das Uran selber. Untersucht wurden der Luftpfad und der Wasserpfad über zwei Wachstumsperioden 1982 und 1983, wobei dem besonderen Umstand, daß beide Gruben Ende 1982 geschlossen wurden, Rechnung getragen wurde.

Im einzelnen wurden folgende Aufgabenpakete durchgeführt:

1. Depositionsmessungen auf Pflanzen der Grubenumgebung zu unterschiedlichen Wachstumsperioden und Analytik der zugehörigen Böden,
2. Bestimmung der Tiefenverteilung von Radionukliden in Bodenproben aus der Umgebung der Haldenlaugung,
3. Untersuchungen von Wassermischproben über mehrere Wochen aus den Hauptvorflutern und einem Referenzgewässer,
4. Sedimentbestimmung in diesen Gewässern,
5. Bestimmung von Fischproben aus diesen Gewässern,
6. Analyse von Bodenmischproben von Weideflächen, Äckern und Gärten in Zusammenhang mit den Vorflutern,
7. Analyse zugehöriger Gras-, Getreide- und Gemüseproben,
8. Untersuchung von Milchproben,
9. Untersuchung einiger standortspezifischer Sonderproben,
10. Luftstaubmessungen und integrierende Radonbestimmungen.

Die Arbeitsabschnitte 1 bis 4 und 10 sollten die notwendige Information über die Ausbreitung der natürlichen Radionuklide in der Umgebung der Explorationsgruben geben bzw. die hauptsächlichen Transportpfade aufzeigen. Die Abschnitte 5 bis 10 sollten Dosisberechnungen zur Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Umgebung der Gruben ermöglichen.

2. VERTEILUNG UND AUSBREITUNG DER RADIONUKLIDE

2.1 Ausbreitung über den Luftpfad - Radon

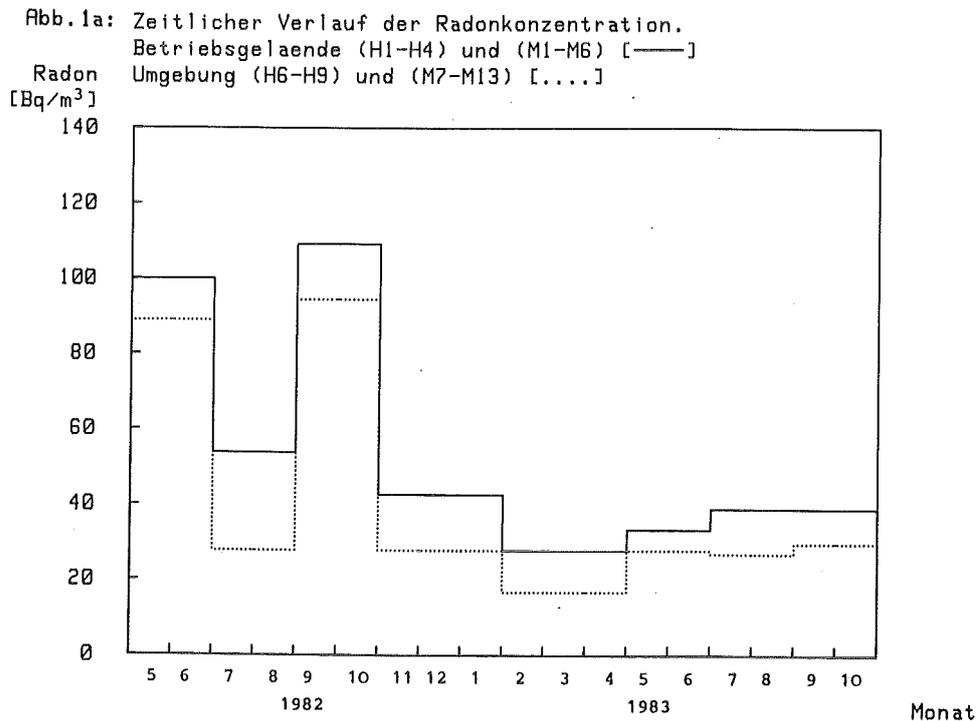
Das Aktivitätsklima in der Umgebung einer Urangrube wird im wesentlichen durch die Exposition über den Luftpfad in Form von exhalierendem Radon und seinen Folgeprodukten und eventuell von abgewehtem Erzstaub bestimmt. Bisherige Meßtechniken zur Bestimmung der Radonkonzentration mit Hilfe von Einzelmessungen haben sich bei der Langzeitüberwachung, insbesondere wegen der kurzfristigen Schwankungen der Radonkonzentration, nicht bewährt. Um die extrem hohen tageszeitlichen und von der täglichen Wetterlage abhängigen Schwankungen (29) auszugleichen, wurden für die Geländegrenzen und für die weitere Grubenumgebung integrierende Radondosimeter eingesetzt. Die erste Dosimeterreihe wurde am Zaun der Betriebsgelände angebracht, die zweite Reihe in etwa 100 m Entfernung von der Grube und einige Dosimeter im Abstand bis zu 500 m. Die ca. 150 cm über dem Boden angebrachten Diffusionskammern mit alpha-empfindlichen Folien wurden von Mai 1982 bis Oktober 1983 im Mittel für jeweils zwei Monate exponiert.

Die Ergebnisse der Radonbestimmungen sind in Tab. 1a-c zusammengefaßt. Die Einzelwerte der Meßstellen, deren Lage in den Karten A5a-b eingetragen sind, sind im Anhang tabellarisch aufgelistet. Daneben wurden 1983 - außerhalb des Untersuchungsprogrammes - die Arbeitsplätze im Technikum und im Labor der Laugungsanlage überwacht (Meßwerte M_T und M_L).

Betrachtet man die Zahlenwerte der mittleren Radonkonzentration im Grubenbereich und der Umgebung (Tab. 1a), so fällt zunächst auf, daß alle Werte im Jahr 1982 wesentlich - bis um den Faktor 4 (September, Oktober, H 6-9) - höher liegen als 1983. Nach den Windverteilungen 1982 wurden den beiden Punkten H 7 und M 12 von der Abluftfahne jedoch praktisch keine Aktivität zugeführt, da die Windrichtung W bis SW vorherrschte (Abb. A2a-c). Auch H 8 zeigt, obwohl in der Hauptwindrichtung liegend, keine signifikant höheren Werte gegenüber z. B. H 7. Der Meßpunkt H 5 liegt im Bereich einer Anomalie. In diesem Bereich findet man auch erhöhte Aktivitätskonzentrationen in Pflanzen- und Bodenproben; dort wurde 1973

eine Prospektionsbohrung niedergebracht. Der im Außenbereich liegende Punkt M 9 zeigt sowohl 1982 wie 1983 leicht erhöhte Werte: Er liegt in der von der Laugungshalde östlich verlaufenden Waldschneise und wurde besonders im Jahr 1982 bei vorwiegend westlichen Winden beaufschlagt. Er korrespondiert damit mit dem in der gleichen Richtung liegenden Wert am Zaun des Grubengeländes M 2.

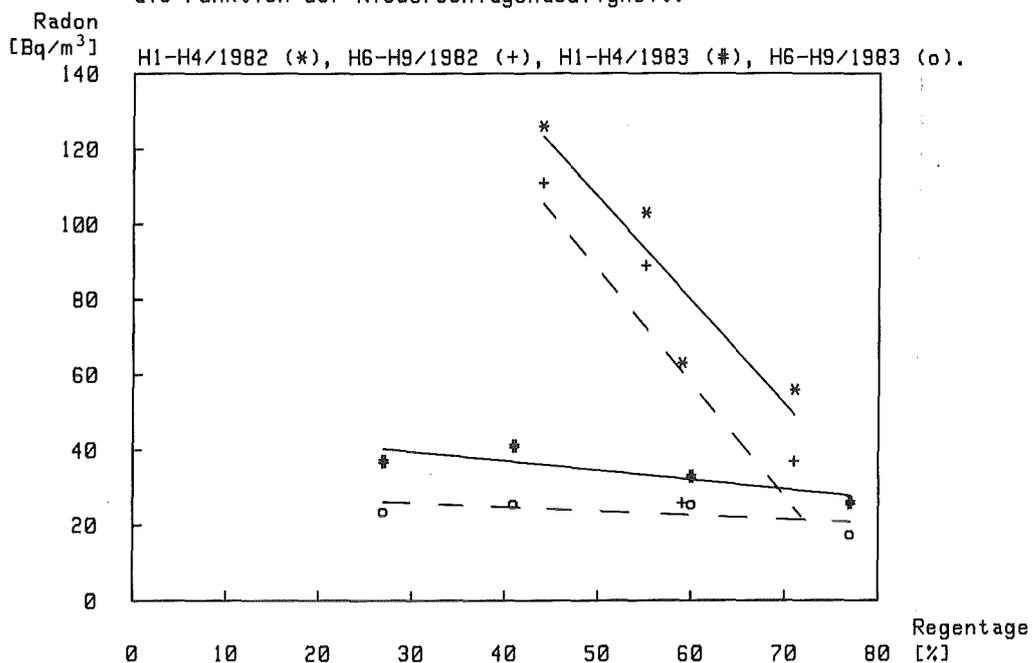
Im Jahr 1983 war zwar keine Belastung durch Grubenabwetter mehr möglich, da die Gruben im Dezember 1982 aufgelassen wurden, doch stellten auch die Laugung und die Materialbewegung eine mögliche Quelle für die Abgabe radioaktiver Stoffe dar. Der Wind kam im Sommer 1983 hauptsächlich aus nördlicher bzw. südlicher und praktisch überhaupt nicht aus westlicher Richtung. Eine augenscheinliche Erhöhung für die nördlich und südlich gelegenen Punkte M 8 und M 10 ist jedoch nicht zu bemerken.



Die Differenz zwischen den Werten am Zaun der Betriebsgelände (vgl. Abb. 1a) und den Umgebungsmeßpunkten betrug in Mähring ca. 10 Bq/m³ und in Höhenstein 22 (1982) bzw. 10 (1983) Bq/m³. Damit scheidet die Gruben als wesentliche und weitreichende Radonemittenten aus (siehe Tab. 1a, Zeile 1-4).

Auf der Suche nach den Ursachen für die auffälligen Konzentrationsunterschiede zwischen 1982 und 1983 (maximal um den Faktor 6 für H 6 bei Integrationszeiten von zwei Monaten) wurden die in der Grube Mähring aufgezeichneten lokalen Wetterdaten hinzugezogen. Wie schon an anderen Radon exhaliierenden Halden gemessen, ist die Radonabgabe stark abhängig von der Bodenfeuchte bzw. von der Anzahl der Regentage im Meßintervall. Beim Auftragen der Meßwerte von 1982 und 1983 gegen die Niederschlagshäufigkeit (Abb. 1b) ergaben sich zwei stark unterschiedliche Abhängigkeiten: 1983 waren im Gegensatz zu 1982 die Konzentrationen nur sehr wenig von der Niederschlagshäufigkeit beeinflusst. Die Werte für die Grube Höhenstein (H 1 - H 4) und deren Umgebung (H 6 - H 9) verliefen dabei jeweils praktisch parallel. Daraus läßt sich folgern, daß die Konzentrationschwankungen am Betriebsgelände und in der Umgebung analogen Gesetzmäßigkeiten unterlagen.

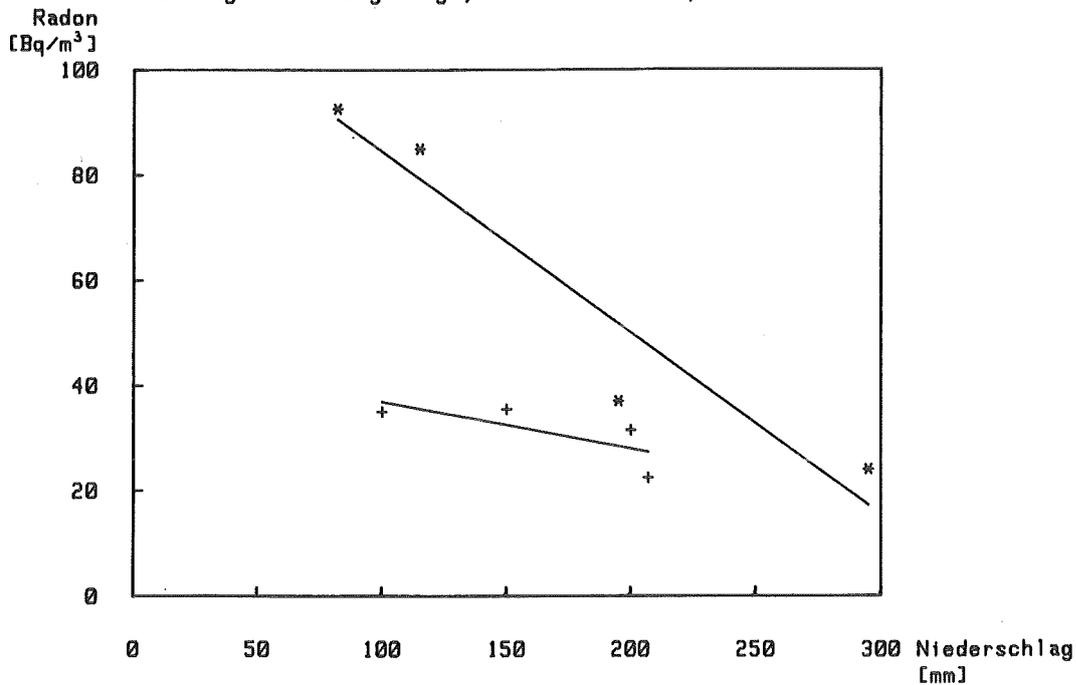
Abb.1b: Mittlere Radonkonzentration Grube (H1-H4) und Umgebung (H6-H9) Hoehenstein als Funktion der Niederschlagshaeufigkeit.
 Radon [Bq/m³] H1-H4/1982 (*), H6-H9/1982 (+), H1-H4/1983 (#), H6-H9/1983 (o).



Ein ähnliches Bild zweier unterschiedlicher Jahresverläufe zeigt sich beim Auftragen der Konzentrationen gegen die Niederschlagsmenge, z. B. für alle Meßpunkte in Mähring (Abb. 1c). Bei beiden, die Exhalation bzw. die Auswaschung aus der Luft beeinflussenden Parametern ergibt sich näherungsweise ein Quellwert für die Radonemission von ca. 22 Bq/m³, was auch dem Jahresmittelwert für die Oberpfalz entspricht. Der dritte zur

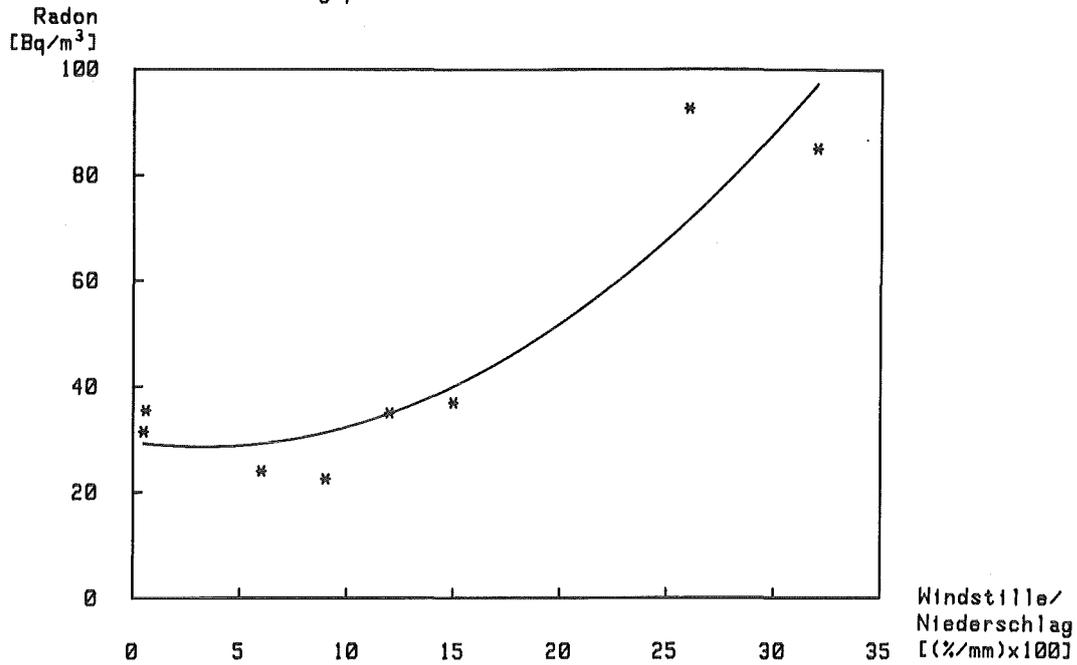
Verfügung stehende Parameter - die Windstille - beeinflusst direkt die Verdünnung des exhalierten Radons. Hier zeigen sich erhebliche Unterschiede zwischen 1982 und 1983. In den Monaten der höchsten Exhalation zwischen Mai und Oktober betrug die Windstille im Jahr 1982 ca. 30 % und erreichte damit ein Mehrfaches des Mittelwerts von 1983 (4 %).

Abb. 1c: Mittlere Radonkonzentration als Funktion der Niederschlagsmenge, Maehring (Grubenumgebung); M1-M13/1982 (*), M1-M13/1983 (+).



Trägt man die gemessenen Radonkonzentrationen gegen die beiden gegenläufigen Parameter Windstille und Niederschlag (oder Niederschlagshäufigkeit) (Abb. 1d) auf, so erhält man eine Kurve, in der die Werte der beiden untersuchten Jahre der gleichen Gesetzmäßigkeit folgen und aus der sich der starke Einfluß der ausbleibenden Verdünnung bzw. des Luftaustausches mit höheren radonärmeren Luftschichten ableiten läßt, wobei die hier betrachteten beiden Parameter sicher nicht die einzigen Einflußgrößen für die breiten Schwankungen der natürlichen Radonkonzentration darstellen.

Abb.1d: Mittlere Radonkonzentration (M1-M13) als Funktion der Ausbreitungsparameter.



Zur genaueren Bestimmung der möglichen Quellstärke der beiden Grubengelände (Höhenstein und Wäldel) wurde in den Monaten Juli/August und September/Oktober 1983 die Vertikalverteilung der Radonkonzentration integrierend gemessen.

Abb.1e: Höhenverteilung integr. Radon-Bestimmung am Foerderturm Höhenstein. Juli/August 1983 (*), September/Oktober 1983 (o).

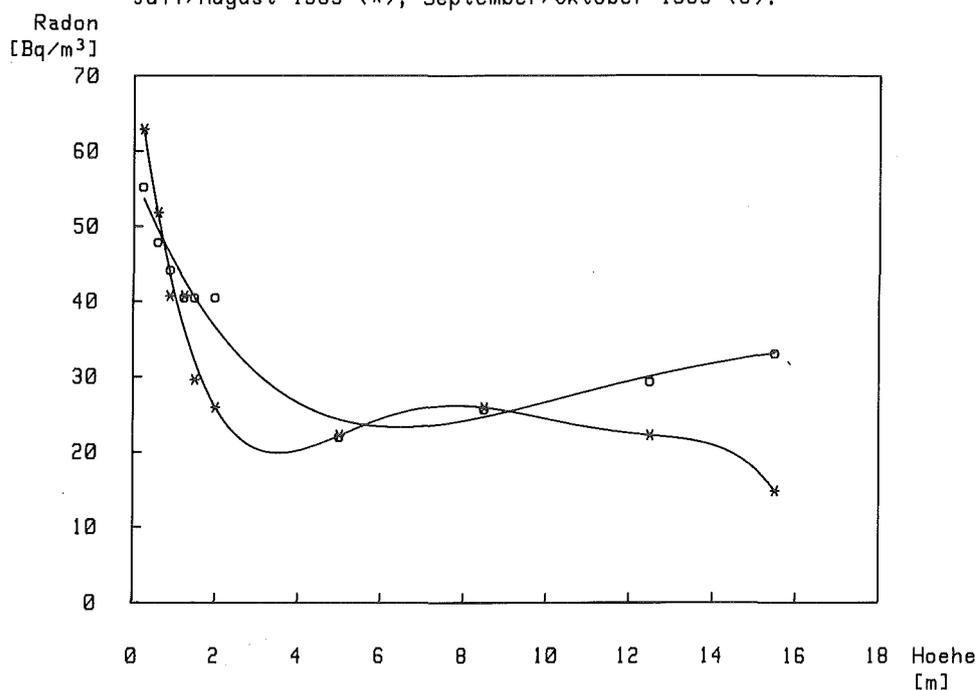
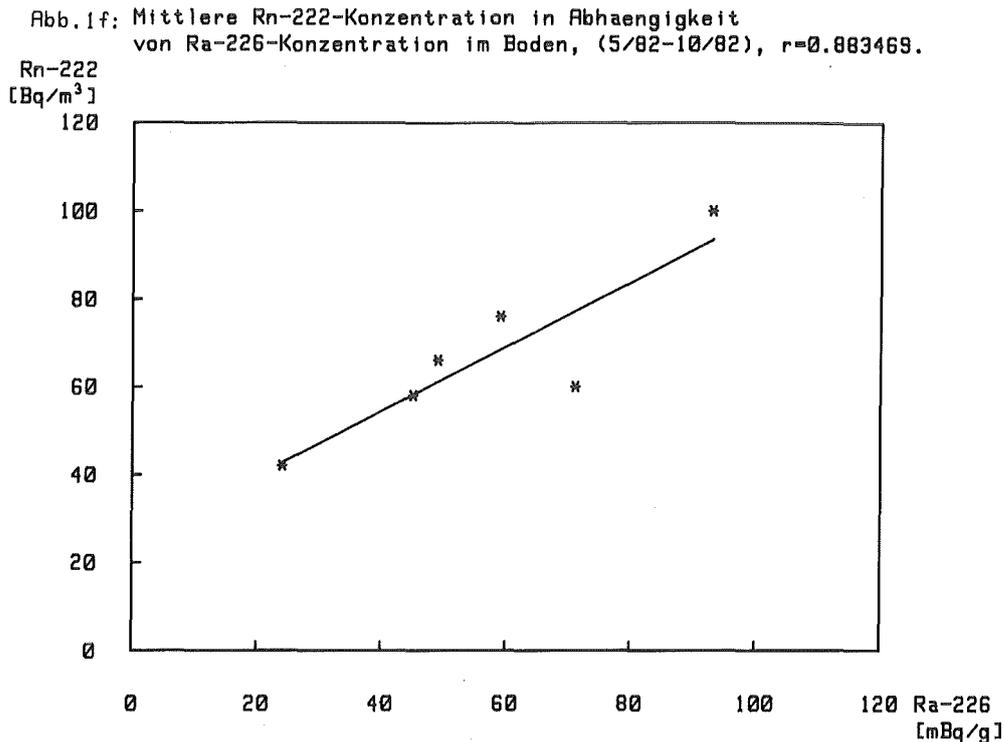


Abb. 1e läßt deutlich erkennen, daß für die eventuelle Ausbreitung über größere Entfernung mit einer Radonkonzentration von ca. 22 Bq/m^3 (Mittelwert der Radonkonzentration für die Höhe ca. 5 m über dem Boden bis zur Wipfelhöhe) während der letzten Sommerexhalation gerechnet werden kann. Eine Aktivitätsfahne, die sich vom Betriebsgelände ausbreiten würde, könnte nicht ganz die Werte der Grubenumgebung (H 6 - H 9) bzw. der Referenzstelle Redtenbach (MR) erreichen. Damit wird die Aussage aus den Horizontalmessungen erhärtet, daß ein Quellwert von ca. 20 Bq/m^3 vorliegt.

Eine Ausbreitungsberechnung über eine größere Entfernung mit den Erzablagerungen auf dem Grubengelände als Quellterm ist damit wenig sinnvoll. Für 1982, als die Gruben über Abwetterkammine Radon abgaben, wurden keine integrierenden Messungen unmittelbar in der Abluftfahne durchgeführt. Aus Momentanmeßwerten des LfU ergaben sich Abgabewerte für die Grubenwetter für Höhenstein und Wäldel in Höhe von 1,1 Working-level bei ca. 50 % Gleichgewicht, was einer Radonkonzentration in der Grubenabluft von ca. $7 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$ entsprach (30). Die durchgeführten Messungen am Zaun gaben auch 1982 keine Hinweise auf eine besondere Belastung der Grubenumgebung durch das Radon aus den Grubenwettern, da ein witterungsunabhängiger Anteil aus den vorliegenden Ergebnissen nicht ableitbar ist.

Der Einfluß der Radium-226-Konzentration im Boden der unmittelbaren Umgebung der Radonmeßstellen ist relativ gering. Nur bei völlig gleicher Umgebung und Bodenbeschaffenheit (Waldboden, A_2 -Horizont) und unter den günstigsten Exhalationsbedingungen (hohe Windstille und geringer Niederschlag) ließ sich für sieben Meßstellen eine annehmbare Korrelation der beiden Parameter Bodenkonzentration Ra-226 und Luftkonzentration Rn-222 nur für den Zeitraum Mai bis Oktober 1982 feststellen. Dabei stand einer Änderung der Ra-226-Konzentration in unmittelbarer Nähe der Radonmeßstellen genommenen Bodenproben um den Faktor 5 lediglich eine Radonänderung in der Umgebungsluft vom Faktor 2,5 gegenüber (siehe Abb. 1f).

Für die über einen längeren Zeitraum gemittelten Radonkonzentrationen, z. B. über ein Jahr, sind für die Ortskonzentration wesentlich größere Einflußflächen anzunehmen. Lokal auftretende Hochwerte sind offensichtlich die Folge besonders günstiger kurzfristiger Wetterbedingungen.



Insgesamt kann man aus den über 200 Doppelbestimmungen der Radonkonzentration mit Hilfe von integrierenden Kernspurdosimetern ableiten, daß sich eine signifikante Umgebungsbelastung über das Radon (Luftpfad) nicht feststellen ließ. Die möglichen Quellterme liegen bei hohen Exhalationsraten und geringer Luftbewegung bei ca. 20 Bq/m^3 . Die absoluten Konzentrationen schwanken im Untersuchungszeitraum zwischen 15 Bq/m^3 im Winter und 111 Bq/m^3 im Hochsommer. Diese Schwankungsbreite war praktisch ausschließlich auf Witterungseinflüsse zurückzuführen. Was die weiträumige Ausbreitung betrifft, so ergab die Bestimmung der Vertikalverteilung Konzentrationen in der möglichen Ausbreitungshöhe (Waldhöhe), die den Konzentrationen in möglichen Aufschlaggebieten (Redtenbach) entsprachen. Auch aus dieser Überlegung heraus ist ein realer Quellterm für den derzeitigen Zustand und für eventuelle Expositionsrechnungen nicht anzunehmen.

2.2 Ausbreitung über den Luftpfad - Luftstaub

Die Ausbreitung von Ra-226 erfolgt in der Luft über resuspendierten Staub. Beim Pb-210 sind hingegen sowohl die Ausbreitung über resuspendierten Staub als auch über das Rn-222 als Ausgangsnuklid des Pb-210 möglich. Eine Messung kann deshalb entweder direkt durch Sammeln des Staubes bzw. der Aerosole auf Luftfiltern oder durch Depositionsmessungen (Bergerhoff-Verfahren (26)) durchgeführt werden. Werte für die Ausbreitung über die Luft können auch durch Messung von Pflanzen- und Bodenproben gewonnen werden, wenn man von der Voraussetzung ausgeht, daß die betroffenen Radionuklide zu den Pflanzen über die Luft transportiert werden. Dies ist eine Annahme, die nicht ohne weiteres möglich ist, da ein Untergrund von Ra-226 und Pb-210 im gesamten Boden vorhanden ist und daher eine Aufnahme von Pb-210 und Ra-226 auch über die Wurzeln erfolgt. Das heißt, Werte für die Staubkonzentration in der Luft lassen sich entweder durch Filtermessungen oder über Depositionsmessungen erzielen. Jedoch sind auch diese Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar, da in einem Fall die Summe aus nasser und trockener Deposition gemessen wird und die Depositionsgeschwindigkeit von der Größe der Teilchen abhängt. Auf Luftfiltern wird die Konzentration der Aerosole gemessen. Auch bei dieser Meßmethode findet eine Fraktionierung statt, da die Abscheiderate von der Sauggeschwindigkeit und der Porengröße der Filter abhängt.

Die Werte für die Konzentration in der Luft sind in den Tabellen 3 und 4 zusammengefaßt. Außerdem sind die Meßstellen (Abb. A4) sowie die zugehörigen Meßwerte (Abb. A5, A6) in Karten eingetragen und als Häufigkeitsverteilungen wiedergegeben (Abb. 7, 8). Aus den Tabellen lassen sich im folgenden beschriebene Einzelheiten entnehmen, die jedoch wegen der großen Zahl beeinflussender Parameter weitgehend qualitativ betrachtet werden sollten.

Abb. 7 : Mæhring / Poppenreuth 1982-1983.
 Hæufigkeitsverteilung. Ra-226 in Luftproben.

Hæufigkeit

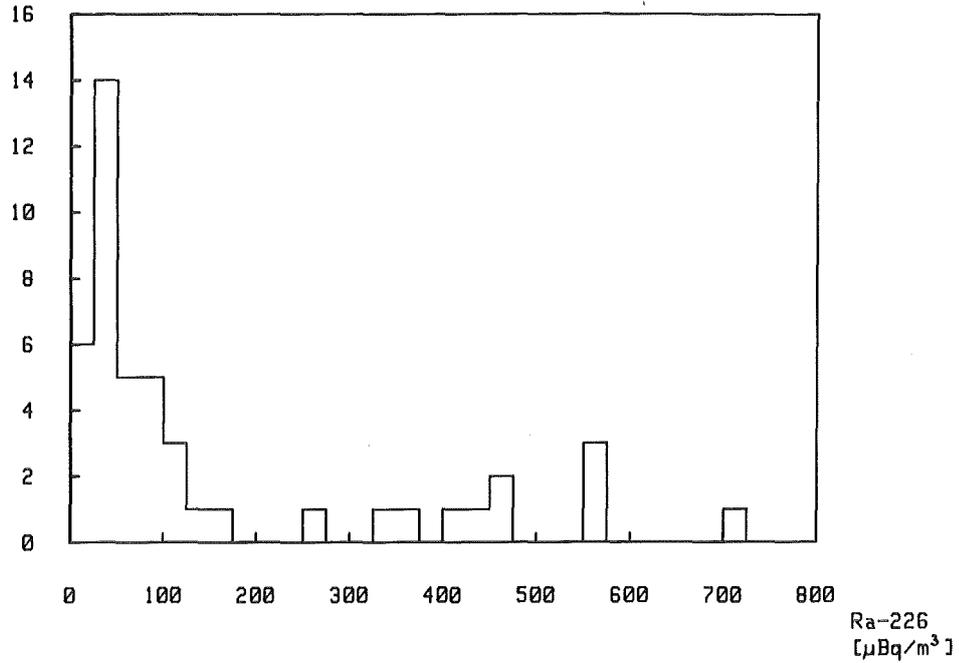
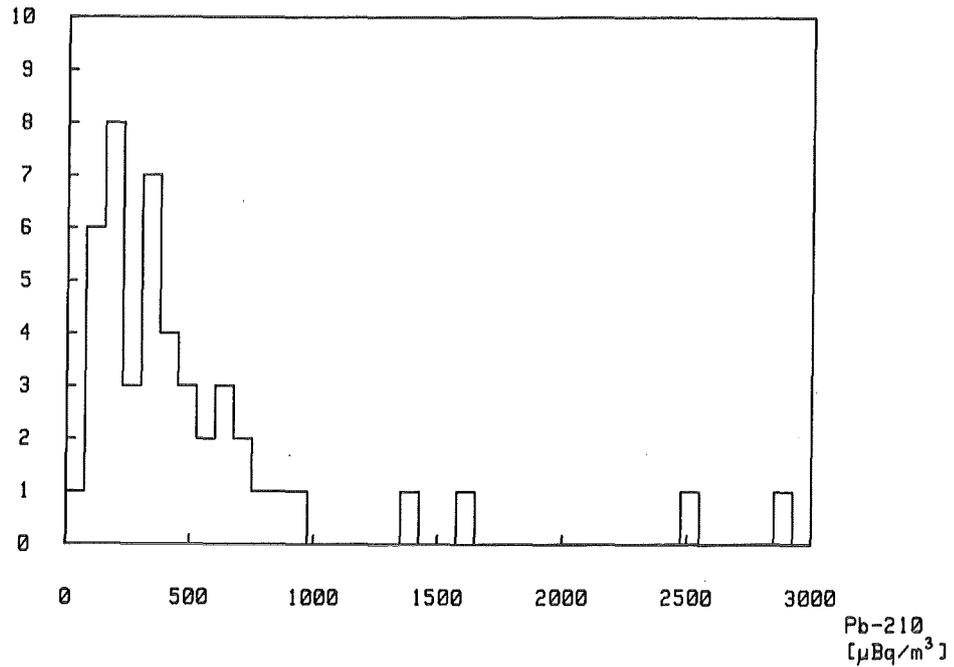


Abb. 8 : Mæhring / Poppenreuth 1982-1983.
 Hæufigkeitsverteilung. Pb-210 in Luftproben.

Hæufigkeit



2.2.1 Luftfiltermessungen

Die Werte 1982 waren für die drei gemessenen Nuklide höher als im Jahr 1983. Dies läßt sich durch die Tatsache erklären, daß zu dieser Zeit in den beiden Gruben noch explorativer Abbau betrieben wurde, während sie 1983 stillgelegt waren.

Aus der Häufigkeitsverteilung (Abb. 7, 8) lassen sich deutlich für Pb-210 zwei Gruppen erkennen, bestehend aus niedrigen Konzentrationen ($100 - 200 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) und einer Reihe von Werten von $300 - 700 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Diese beiden Gruppen liegen noch im Bereich der Meßwerte, die auch in anderen Regionen (siehe Tab. 5a) gemessen wurden. Der von Winkler (1) in langjährigen Messungen in Neuherberg bei München bestimmte Mittelwert für Pb-210 beträgt $525 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Schwankungsbreite $81 - 1\,634 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Im Raum Mähring/Poppenreuth können folgende Konzentrationen als Mittelwerte für Luftstaub zugrundegelegt werden:

Betriebsgelände 1982:	$784 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Pb 210	und	$253 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Ra-226
Betriebsgelände 1983:	$345 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Pb-210	und	$63 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Ra-226
Grubenumgebung 1983:	$192 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Pb-210	und	$57 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Ra-226

Außer den üblichen Normalwerten der Umwelt wurden am 02.06.1982 auf dem Grubengelände in Mähring erhöhte Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen gemessen. Ein Einfluß der Windrichtung (West bzw. Süd) existiert nicht (Tab. 6). Die übrigen höheren Werte sind im Juni 1982 an der nordöstlichen Grenze im Betriebsgelände Höhenstein gemessen worden. Auch hier ist eine Übereinstimmung mit der Hauptwindrichtung (West, Süd) nicht festzustellen. Der Probenahmezeitraum im Juni 1982 war von einer vorausgehenden Trockenheit gekennzeichnet, während dem Probenahmezeitraum im August 1982 einige Regentage vorausgingen (siehe Abb. 2a und Tab. 6).

Praktisch alle gemessenen höheren Werte im Luftstaub wurden 1982 innerhalb des Betriebsgeländes gemessen und sind offensichtlich den Tätigkeiten im Grubenbereich zuzuordnen.

Die höchsten Werte traten am Grubengelände Höhenstein im Juni 1982 auf und sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf dort damals in großen Mengen zwischengelagertes Erz zurückzuführen.

Pb-210 ist in den meisten Fällen in höherer Konzentration vorhanden als Ra-226. Ein Überschuß an Pb-210, d. h. ein Verhältnis von Pb-210 zu Ra-226 größer als 1 muß erwartet werden. Während Ra-226 nur an Staub angelagert, d. h. als resuspendierter Staub transportiert wird, ist die Ausbreitung des Pb-210 sowohl im Staub als auch über das gasförmige Mutternuklid Rn-222 möglich. Wenn man davon ausgeht, daß Pb-210 und Ra-226 im Staub nicht fraktioniert sind, dann läßt sich aus dem Verhältnis Pb-210 und Ra-226 jeweils der über das Rn-222 transportierte Anteil des Pb-210 abschätzen. Die qualitativ beobachtete Menge an Staub war dabei stark von der Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit und vor allem den jeweiligen Arbeiten auf dem Grubengelände abhängig. Deshalb ist offensichtlich in einzelnen Probenahmeperioden, beispielsweise im August 1982, das Pb-210- zu Ra-226-Verhältnis relativ klein, während im September 1982 der Pb-210/Ra-226-Quotient den höchsten Wert einnahm.

Die Uranwerte bewegen sich im Jahr 1982 in vielen Fällen zwischen den Pb-210- und Ra-226-Werten, während sie im Jahr 1983 unter der Nachweisgrenze der hier angewandten Analysenmethode liegen. Die unterschiedlichen Verhältnisse von U-238 zu Ra-226 sind nur schwierig zu erklären.

Bei Staub wird, wenn er von frisch abgelagerten Erzen stammt, entsprechendes radioaktives Gleichgewicht erwartet, d. h. unter der Annahme, daß keine Fraktionierung auftritt, die gleiche Aktivitätsmenge in $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Infolge der höheren Löslichkeit des Urans - verglichen mit der des Ra-226 - sollten nach längerer Verwitterung geringere Mengen U-238 auftreten, was auch bei den Luftproben im Jahr 1983 der Fall war.

Für die Luftstaubbestimmungen ergibt sich, daß die gemittelten Meßwerte auch unter Einbeziehung der auf den Grubengeländen erhaltenen Werte gegenüber Literaturwerten aus unbelasteten Gebieten keine Erhöhung zeigen, wie in Tab. 5a ausführlich aufgelistet ist.

2.2.2 Depositionsmessungen (Bergerhoff-Verfahren)

Bei den Depositionsmessungen läßt sich aus der Verhältnisbildung Pb-210/Ra-226 (Tab. 4b) ganz deutlich erkennen, daß die drei Probenahmeorte M 12, M 13 und H 5 in unmittelbarer Nachbarschaft zu bearbeiteten Ackerflächen liegen, da hier die Staubdeposition durch die niedrigsten Verhältniszahlen charakterisiert ist. Durch diese Überprägung landwirtschaftlicher Staubentwicklung bei der vorwiegend südlichen Windrichtung (1983) (Abb. A3c) ist kein Einfluß der West/Ost verlaufenden Abzugschneise des Rn-222 vom Steinbach zu erkennen. Nicht untersucht wurde, inwieweit der Lohbach, der aus der CSSR erhebliche Uran- und Radiumbelastungen mitbringt, durch Ausgasung des zugehörigen Radons zur Belastung der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen beitragen könnte.

Die Mittelwerte der Deposition liegen bei 12 mBq/cm^2 für Pb-210 und 2 mBq/cm^2 für Ra-226 pro Jahr. Das mittlere Verhältnis Pb-210/Ra-226 liegt bei ca. 8, während in unmittelbarer Nähe von Ackerflächen ein Wert von 3,5 erreicht wird. Auch bei den Depositionsmessungen ist keine Erhöhung im Vergleich zu den normalen Untergrundwerten zu erkennen (Tab. 5a).

2.3 Bodenproben

2.3.1 Horizontalwerte

Bodenproben wurden sowohl genommen, um Aussagen über die Verteilung der Deposition zu erhalten als auch um Aussagen über den Transfer in Pflanzen und damit in die Nahrungsmittelkette treffen zu können. Es wurden Bodenproben aus dem A_2/B -Horizont (27) entnommen, soweit eine klare Abtrennung möglich war, da die darüberliegende Humusschicht meistens schwierig zu charakterisieren ist und sehr unterschiedliche Zusammensetzungen aufweist. Der A_2/B -Horizont ist auf jeden Fall günstig, um Aussagen für die Aufnahme radioaktiver Stoffe in Pflanzen zu machen, während Aussagen über die Deposition, insbesondere über die Deposition des Pb-210, deshalb schwieriger werden, weil durch die organischen Verbindungen in der

A₁-Humusschicht das Pb-210 festgehalten wird. In den Tabellen 7a-e sind die Werte für die Bodenproben zusammengefaßt. Außerdem sind die Meßwerte als Häufigkeitsverteilungen (Abb. 9) wiedergegeben und in die Karten von Mähring und Poppenreuth (Abb. A10) eingetragen.

Die Häufigkeitsverteilung beider Radionuklide (Pb-210 und Ra-226) ergibt eindeutig Schwerpunkte für die Verteilung bei 35 mBq/g Asche, was dem radioaktiven Gleichgewicht in etwa entspricht. Durch einige Proben wurden eindeutig Anomalien in den Ra-226-Werten angezeigt, während beim Pb-210 nur ein Wert deutlich herausfällt. Es scheint eine Pb-210-Gruppe zu geben, die im Bereich von 0 - 10 mBq/g angesiedelt ist. Diese niedrigen Werte lassen sich nicht signifikant in Acker- und Waldboden aufteilen und stammen größtenteils aus der näheren Umgebung der Gruben. Die Verteilung des Ra-226 läßt eine Gruppe mit niedrigen Konzentrationen nicht erkennen.

Der einzige auffällige Pb-210-Wert, der auch dem höchsten Ra-226-Wert entspricht (B 33), entstammt dem Bereich etwa 100 m westlich der Grube Höhenstein. Aus der Vorprospektion ist bekannt, daß in diesem Bereich in der Nähe der Grube Höhenstein sowohl Uran- als auch Radon-Anomalien existieren. Ein Zusammenhang zwischen der erhöhten Bodenkonzentration und dem Grubenbetrieb ist nicht erkennbar.

Was für den hohen Pb-210-Wert gilt, kann auch für die Mehrzahl der Bodenproben gesagt werden, die hohe Ra-226-Werte haben. Sie wurden größtenteils in der Umgebung der Grube Höhenstein entnommen. Lediglich drei erhöhte Werte (B 2, B 6 und B 43) stammen aus der unmittelbaren Umgebung der Grube Mähring. Die größte Anzahl der Proben und alle Proben aus landwirtschaftlichen Nutzflächen gehören dem mittleren Bereich der Werte an. Niedrige Werte sind für die Probenahmestellen B 10, B 11, B 14, B 20 und B 24 gefunden worden, die zu den landwirtschaftlich genutzten Böden gehören und teilweise sogar im Einflußbereich des Lohbachs liegen. Auch in Grubennähe finden sich einige Waldbodenproben mit besonders niedrigen Radionuklidkonzentrationen.

Abb. 9a: Mähring / Poppenreuth 1982-1983.
Häufigkeitsverteilung, Ra-226 in Bodenproben.

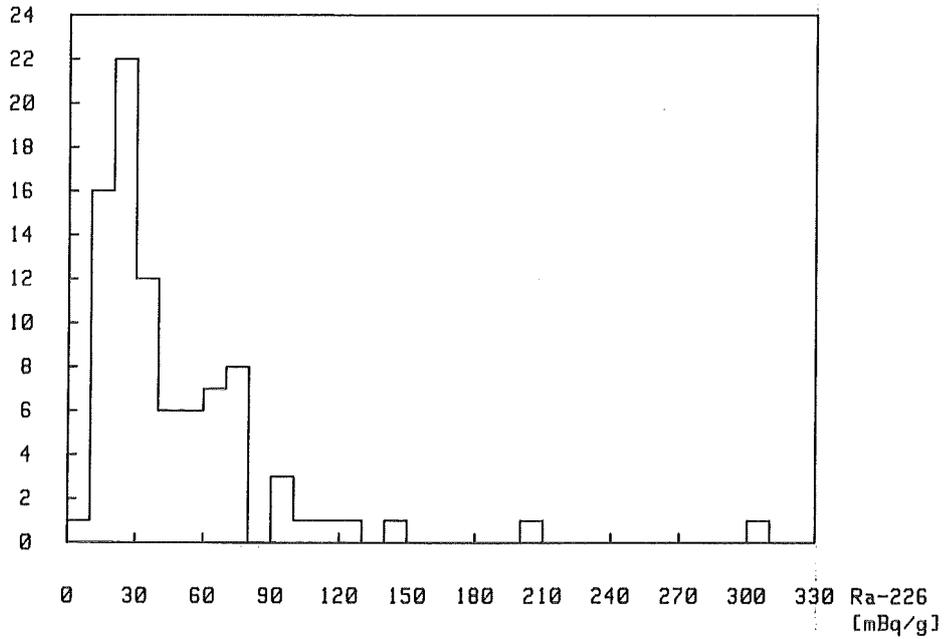
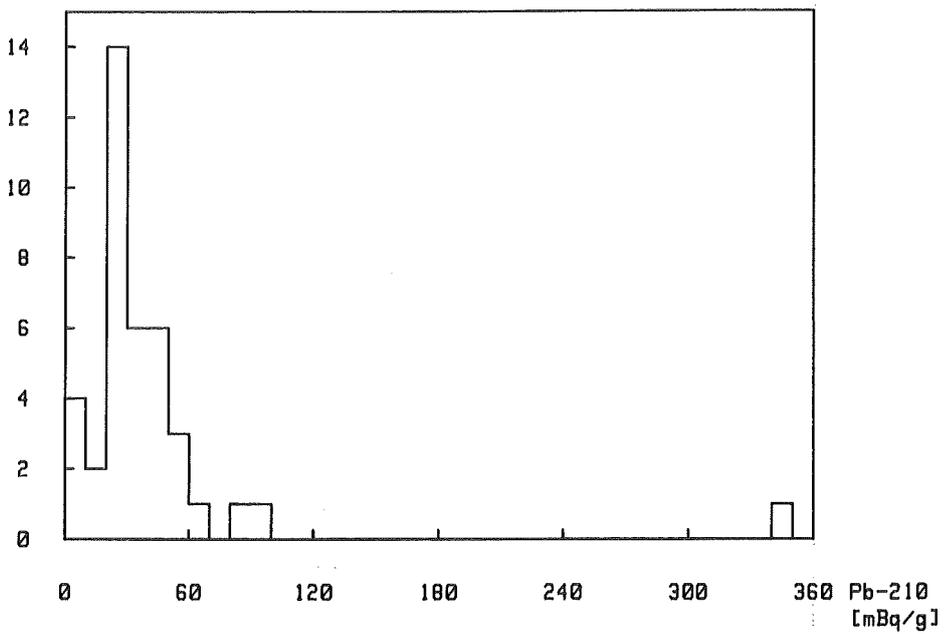
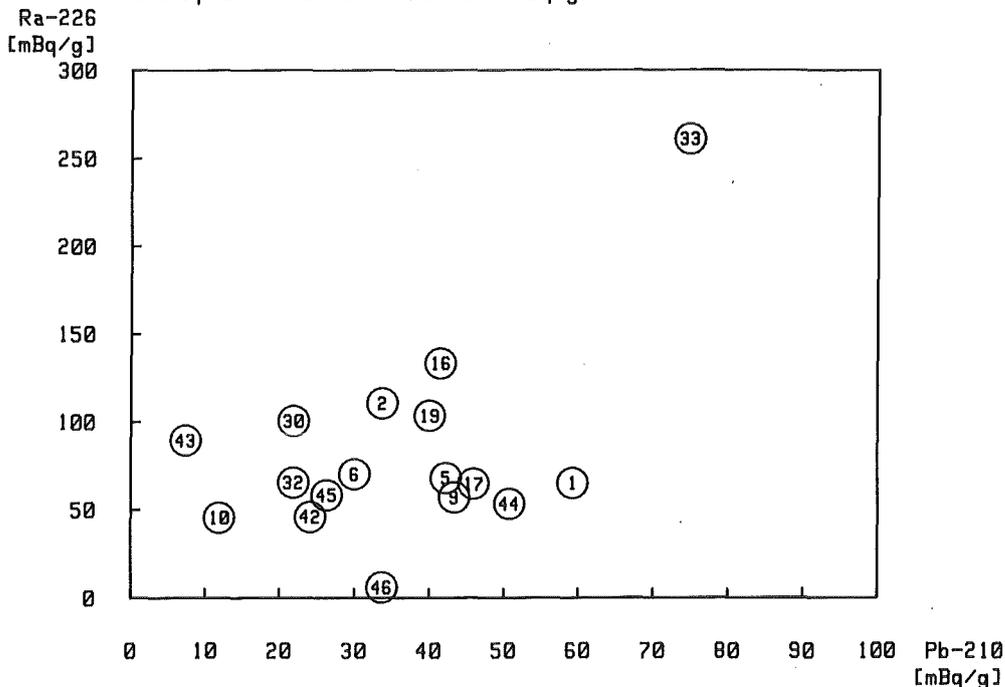


Abb. 9b: Mähring / Poppenreuth 1982-1983.
Häufigkeitsverteilung, Pb-210 in Bodenproben.



Zusammenfassend kann gesagt werden, daß insbesondere die weitgestreute Probenahme im landwirtschaftlichen Nutzbereich keinen Einfluß aus den beiden Versuchsgruben in bezug auf ihren Radionuklidgehalt erkennen läßt. Die mittlere Konzentration in landwirtschaftlich genutzten Böden beträgt 26 mBq/g für Ra-226 und 25 mBq/g für Pb-210. Auch in der Abb. 11 ist keine eindeutige Abhängigkeit der Pb-210- von den Ra-226-Werten festzustellen. Der vorhandene hohe Wert (B 33) ist einer bekannten Anomalie zuzurechnen.

Abb.11: Mähring / Poppenreuth 30.6.1983.
Bodenproben Ra-226 / Pb-210 [mBq/g trocken].



Insgesamt ergab sich für das Verhältnis von Pb-210 zu Ra-226 im Mittel ein Wert um 1, d. h. radioaktives Gleichgewicht. Die Einzelwerte in den Proben weichen jedoch oft stark voneinander ab, ein Zeichen dafür, daß der Boden in diesem Gebiet eine große Inhomogenität besitzt, so daß auch bei großen Mischproben unterschiedliche Verteilungen auftreten können.

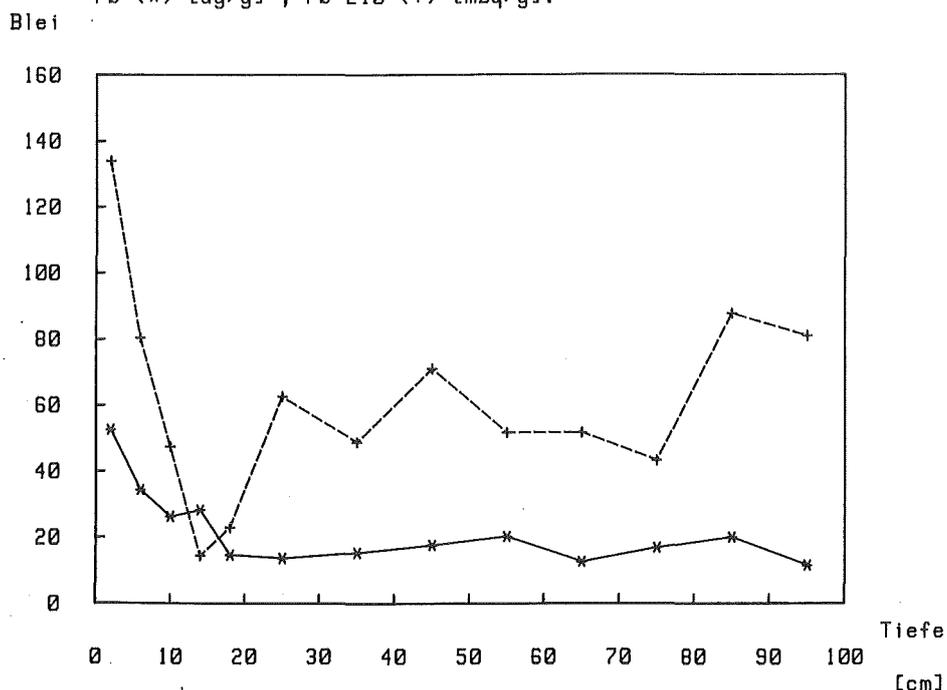
Die Mittelwerte liegen für Pb-210 bei 41,2 mBq/g Asche und für Ra-226 bei 47,4 mBq/g Asche. Die Probenahmestelle 4 bei der Grube von Mähring zeigt sowohl für die Pflanzenprobe als auch für die Bodenprobe einen erhöhten Wert für Pb-210. Insgesamt ergeben sich weder für Pflanzen- und Bodenproben noch für Radionuklide untereinander Korrelationen.

2.3.2 Vertikalwerte

Im Bereich der von der Halde in Richtung Osten gelegenen Schneise und im Einzugsbereich des Steinbachs, ca. 50 m unterhalb des Schlammteiches, wurde je ein Schurf im Jahr 1982 und 1983 ausgehoben. Dabei wurden etwa alle 10 cm Bodenmischproben entnommen. Die etwa 1 m tiefen, bis auf den C-Horizont gehenden Gräben waren ca. 2 m lang und 80 cm breit und dienten vornehmlich der Untersuchung von eventuellen Kontaminationen im Grundwasser und in der obersten Humusaufgabe durch Sickerwasser vom Schlammteich und durch Abwehungen von der Halde, die auf einer wasserundurchlässigen Wanne aufgeschüttet ist.

Neben den natürlichen Radionukliden wurden bei diesen Bodenmischproben auch die Elemente Ti, Fe, Cu, Zn, Sr und Pb bestimmt. Die Abb. 12a-h zeigen die Werte der inaktiven Begleitelemente für 1982. Die natürlichen Radionuklide (U-238, Ra-226 und Pb-210) sind in den Abb. 14a-b grafisch dargestellt. Aus den Begleitelementen ist deutlich die Abgrenzung von A-, B- und C-Horizont zu erkennen, die bei etwa 15 cm und 80 cm Tiefe lag (vgl. Pb/Cu bzw. Fe/Zn/Ti). Einige Korrelationen der Begleitelemente mit den Radioelementen sind von besonderem Interesse.

Abb.12f: Bodenprofil September 1982 Maehring.
Pb (*) [$\mu\text{g/g}$], Pb-210 (+) [mBq/g].



So sind z. B. im B-Horizont Radium und Strontium deutlich miteinander verknüpft (Abb. 12f und g) und zeigen keine Anomalien, die sich z. B. beim Einsickern radiumhaltiger Wasser bemerkbar machen müßten. Interessant ist des weiteren die Korrelation zwischen dem Element Pb und dem Radionuklid Pb-210: Eindeutige, gleichartige Deposition der Isotope findet man im A-Horizont (vgl. Abb. 13b), während im B-Horizont der Pb-210-Gehalt praktisch unabhängig vom Pb-Gehalt ist.

Abb.12g: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Sr (*) [ug/g] , Ra-226 (+) [mBq/g].

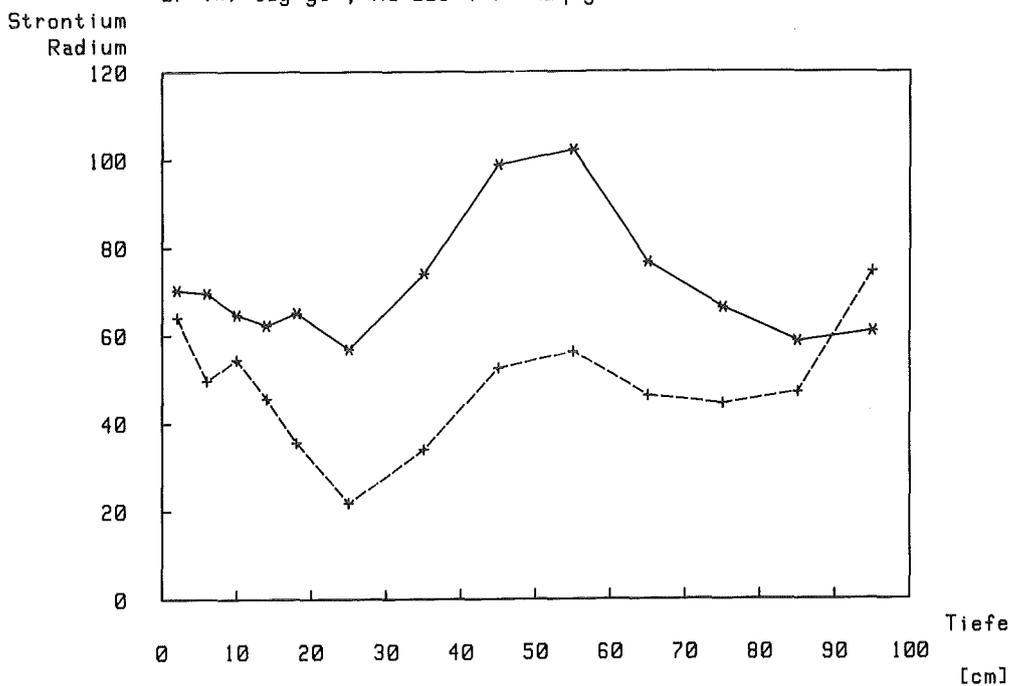


Abb.13b: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Korrelation Pb-210 mit Blei. B-Horizont(+); A-Horizont(*)

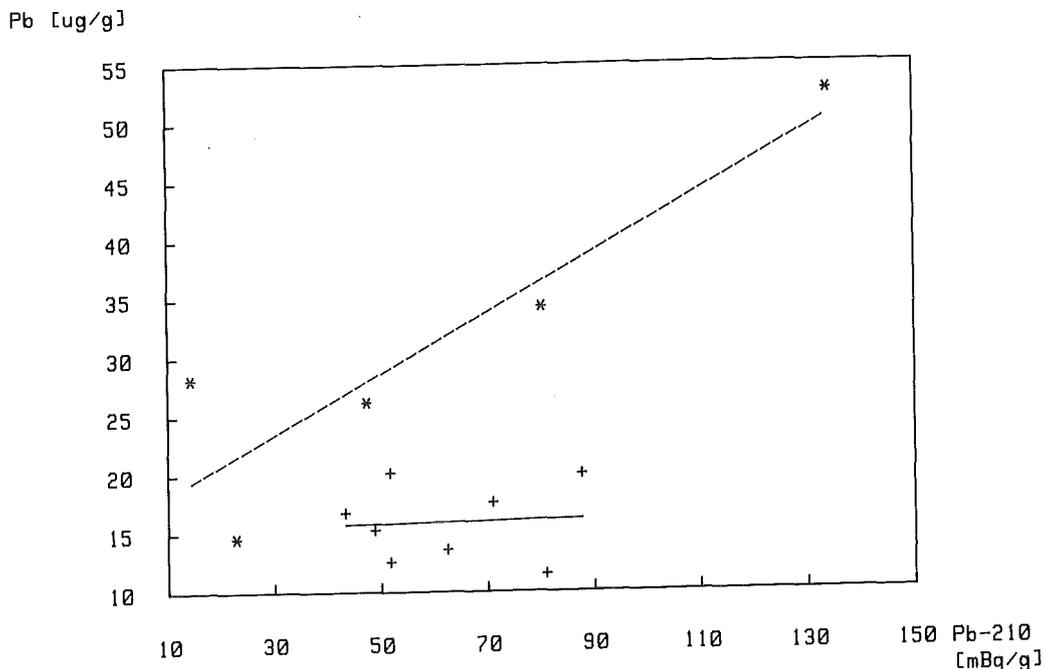


Abb. 14a: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Pb-210 (*), Ra-226 (+), U-238 (#).

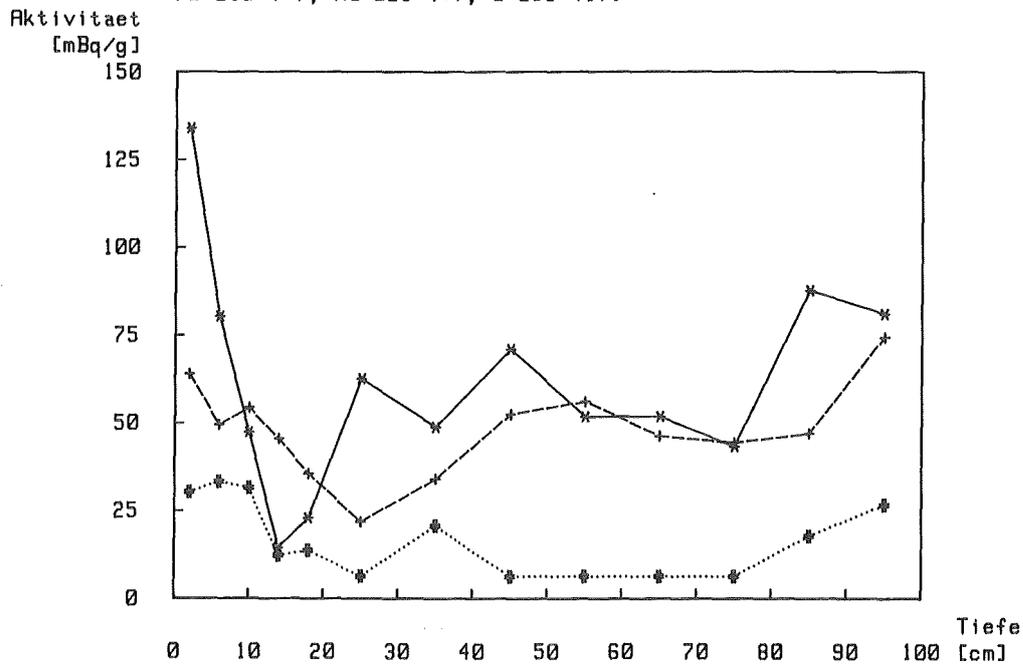


Abb. 14b: Bodenprofil Juli 1983 Mähring.
Pb-210 (*), Ra-226 (+), U-238 (o).

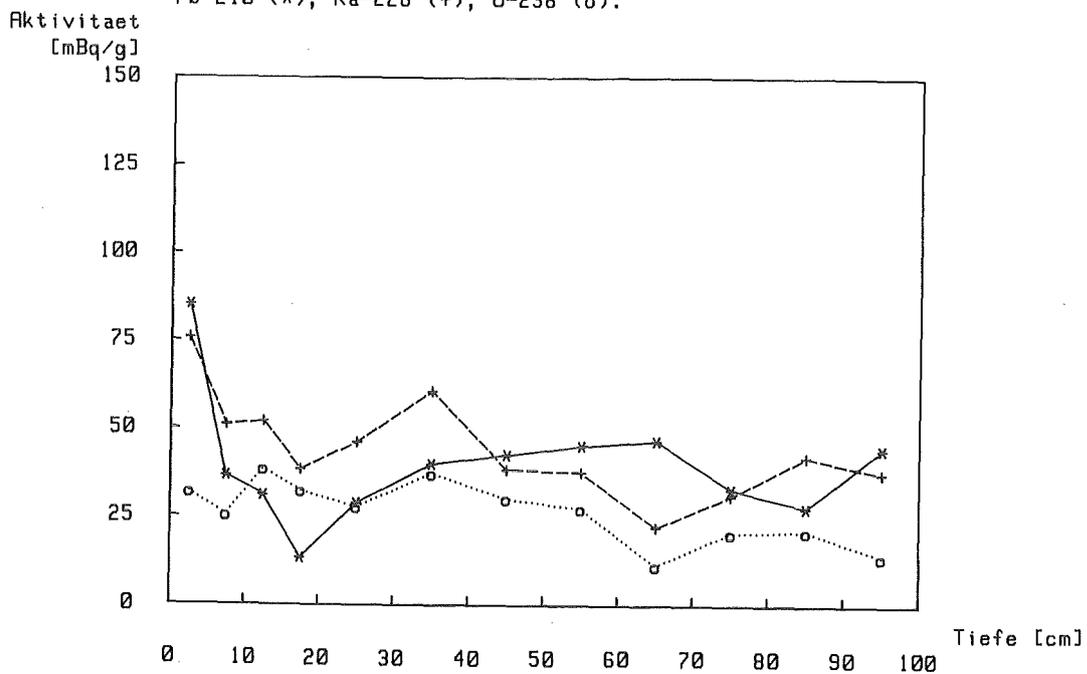


Abb. 14a und b stellen den gesamten Konzentrationsverlauf der Radionuklide von der Oberfläche bis 1 m Tiefe dar, wobei sich keine wesentlichen Abweichungen im B-Horizont ergeben. Aus Abb. 14b wird deut-

lich, daß die Konzentrationen der Radionuklide erst im C-Horizont wieder auf die bekannten Normalwerte der Nebengesteine zwischen 40 und 80 mBq/g steigen. Daraus folgt, daß bis heute ein Durchsickern radioaktiver Stoffe aus dem Grubengelände in den Bereich unterhalb des Schlammteiches und des Steinbachs nicht feststellbar ist.

Der als Quelle für kontaminiertes Sickerwasser in Frage kommende Schlamm weist andererseits nach Untersuchungen des Landesamtes für Umweltschutz niedrige Radionuklidgehalte auf (Ra-226: 0,2 - 0,45 Bq/g bzw. Pb-210: 2,6 - 5,6 Bq/g). Diese Nuklide ließen sich in Schüttelversuchen außerdem nur in sehr geringen Mengen herauslösen. Die geringen Ra-226- und Pb-210-Gehalte des Schlamms sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine erzspezifische Vergipsung der Laugungshalde zurückzuführen.

Um Aussagen über die mögliche Bodenkontamination der Lohbachniederung durch eventuelle Hochwässer machen zu können, wurden vom Landesamt für Umweltschutz zwei Dosisleistungsprofile quer zum Lohbach aufgenommen. Beide Querprofile, das erste ca. 50 m unterhalb der Landesgrenze, das zweite ca. 250 m unterhalb der Steinbachmündung, ergaben nur im unmittelbaren Uferbereich (± 1 m) eine geringe Erhöhung der Dosisleistung, während selbst im tiefer gelegenen Feld- und Wiesengelände (möglicher Überschwemmungsbereich) keine signifikante Anhebung zu messen war. Die durchschnittliche Oberflächendosis betrug mit aufgesetztem Meßgerät auf der ersten Traverse 11 ± 2 $\mu\text{rem/h}$ und auf der zweiten 14 ± 3 $\mu\text{rem/h}$.

Die aus diesen nicht signifikanten Zahlen rein rechnerisch ableitbare zusätzliche geringe Bodenaktivität der unteren Traverse kann, ohne die mineralogische petrografische Zusammensetzung der untersuchten Böden (K-40, Phosphatdünger) genauer zu kennen, nicht der Grubenwasseraktivität zugeordnet werden.

Aus der Prospektionstätigkeit ist eine Boden-anomalie bekannt, die auf dem Wiesengelände zwischen Lohbach und Kreisstraße unmittelbar bei der Lohbachbrücke nördlich Mähring liegt. In diesem Bereich, der dem ehemaligen Bachbett zugeschrieben wird, finden sich Urananreicherungen im Boden bis zum Faktor 10 gegenüber den Umgebungswerten (28). Die Dosisleistungsmessungen ergaben einen deutlichen Anstieg der Meßwerte um den Faktor 3.

2.4 Wasser- und Sedimentproben

Wasserproben wurden in den Vorflutern der beiden Gruben Steinbach bzw. Mühlbach, im Lohbach, der auch Vorfluter für die naheliegende tschechische Grube ist, und im Nikolausbach als Referenzbach genommen. Die Werte sind in den Tabellen 11a-g zusammengefaßt und zum Teil in den Abb. A15a-e eingetragen. Es wurden sowohl Einzelproben als auch Mischproben genommen. Allgemein ergaben sich die höchsten Werte für Uran, gefolgt von Pb-210 und etwas niedrigere Werte für Ra-226 und Th-230.

Die Interpretation der stark schwankenden Radionuklidgehalte ist deshalb so schwierig, weil sich mehrere Einflußparameter wie z. B. Wasserführung, Witterung und auch Betriebsführung der belastenden Gruben überlagern können. Deutlich werden solche Fremdeinflüsse am Referenzbach Nikolausbach, der nördlich des Högelsteins im unmittelbaren Grenzgebiet Bereiche ehemaliger mittelalterlicher Kupferschürfungen durchfließt und daher stark unterschiedliche Ergebnisse zeigt (Proben W 25). Die Schwankungen reichen dabei von weniger als 40 mBq/l Uran bis zu 1 700 mBq/l, für Ra-226 von 7 bis 1 700 mBq/l und für Pb-210 von 0,6 bis 800 mBq/l. Alle höheren Werte wurden im April 1983 nach einer längeren Regenperiode gemessen. Die Schwankungen überschreiten zum Teil mehr als zwei Größenordnungen. Der Steinbach oberhalb der Grubenwassereinleitung (Proben W 22/W 40) zeigt deutlich geringere Schwankungen (zum Teil weniger als eine Größenordnung) und damit relativ gleichmäßige Werte, z. B. für Ra-226 zwischen 4 und 40 mBq/l.

Während der letzten Betriebsphase der Gruben gab "Höhenstein" im Mittel 26 000 m³/Monat Grubenwasser an den Mühlbach und "Wäldel" 57 000 m³/Monat an den Lohbach ab. Die mittleren Konzentrationen für die Probenahmestelle W 28 betragen für Uran-238 ca. 2 000 mBq/l, Ra-226 ca. 600 mBq/l und für Pb-210 ca. 700 mBq/l mit Schwankungsbreiten um den Faktor 10 beim Pb-210 und 50 bei Ra-226. Die Grube gab daher im Monatsmittel 1982 ca. $5 \cdot 10^7$ Bq U-238 und ca. $1,5 \cdot 10^7$ Bq Ra-226 bzw. Pb-210 ab. Die Grube "Wäldel" emittierte über den Wasserpfad (W 21) bis zum Dezember 1982 ca. $8 \cdot 10^7$ Bq U-238, ca. $2 \cdot 10^7$ Bq Ra-226 und ca. $4 \cdot 10^7$ Bq Pb-210 jeweils pro Monat. 1983 wurden von beiden Gruben über den Wasserpfad keine Radionuklide mehr abgegeben.

Berücksichtigt man, daß das Grubenwasser von Höhenstein in den hinsichtlich seines Radionuklidgehaltes stark schwankenden Nikolausbach und der Vorfluter Mühlbach (W 26) in die unbelasteten Wässer des Neugrünbaches einfließen (Abb. A15a), resultiert letztlich im Bereich der Bebauung Poppenreuth (W 27) keine wesentliche Belastung durch die Grube, wobei für die aus der Mischung der Wässer resultierende Endkonzentration die Wasserführung des Mühlbachs und Neugrünbachs wichtig ist (vgl. Probenahme August/September 1982 und die zum Teil sehr hohen Gehalte des Mühlbachs z. B. Probe vom 30.09.1982). 1983 liegen alle Werte der Probenahmestelle W 27 (Neugrünbach) unter 50 mBq/l bis auf einen Uranwert im Juni 1983. Generell zeigen die 83er Werte für den Probenahmepunkt W 27 um ca. 70 % niedrigere Gehalte als 1982.

Die Einzelproben des Lohbachs oberhalb und unterhalb der Einmündung des Steinbachs sind in Abb. A15b-e eingetragen und ihre zeitliche Zuordnung in Abb. A16a-b aufgezeichnet. Für die Radiumbelastung zeigt sich als Differenz zwischen W 23 (Grenze) und W 24 (Brücke Mähring) kein erkennbarer Gang der Werte bis auf einen Wert im September 1982. Für den Pb-210-Gehalt ergab sich im Juli 1982 eine Erhöhung bei W 24 gegenüber dem von W 23. 1983 liegen die Werte von W 24 generell unterhalb der Werte von W 23.

Abb.17b: Wasserproben Mähring, Monatsdurchschnitt Lohbach 1983.
Ra-226 (—), Pb-210 (---), Th-230 (...).

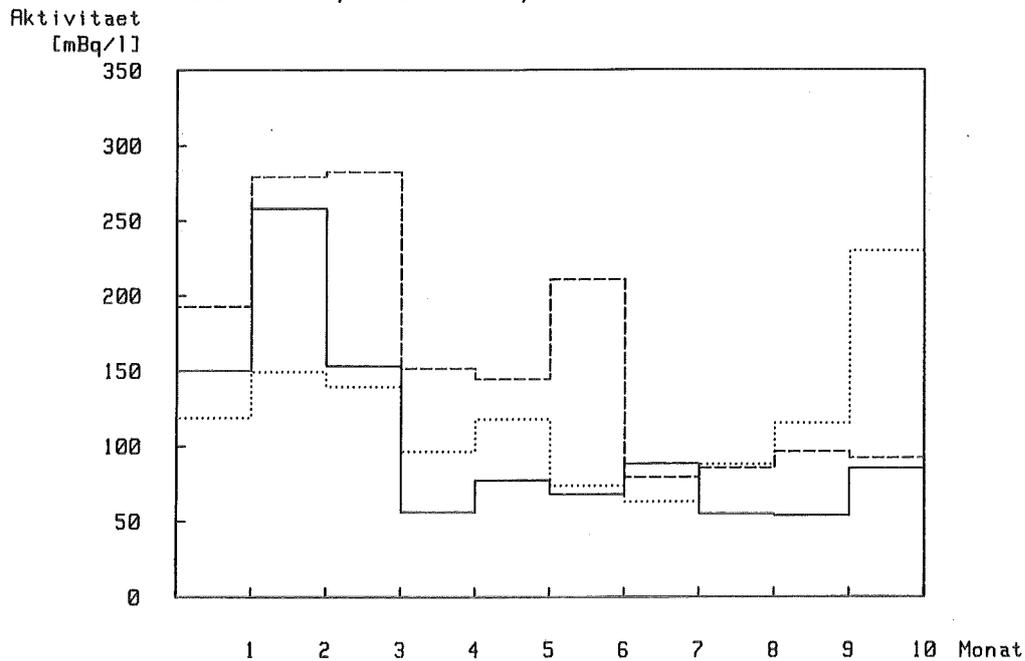
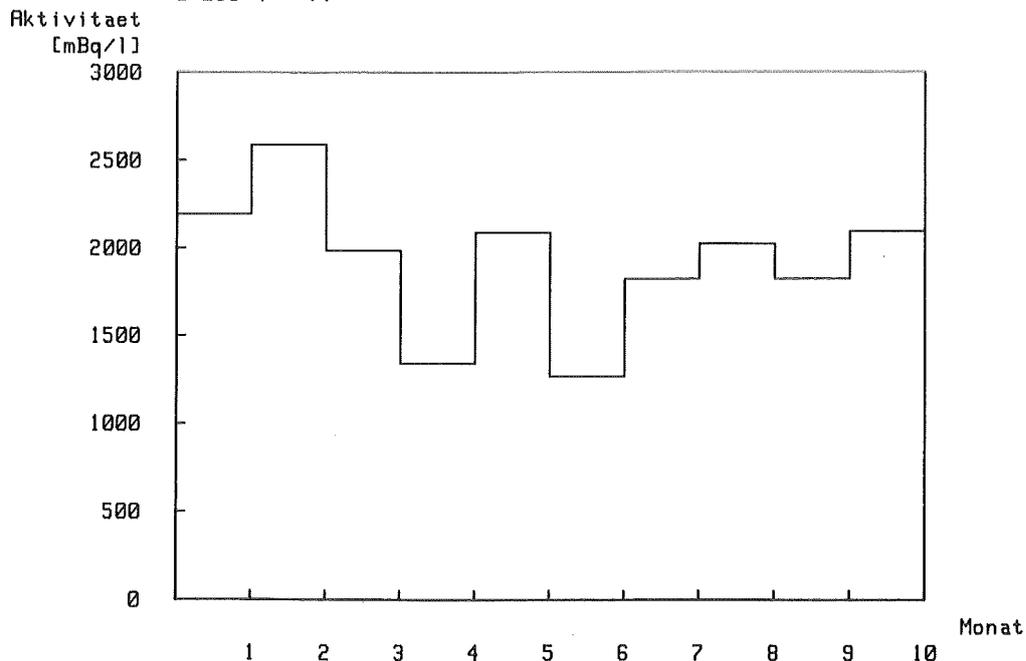


Abb.17a: Wasserproben Mähring Monatsdurchschnitt Lohbach 1983.
U-238 (—).



1983 wurden Monatsmischproben an der Brücke Mähring entnommen. Die Meß-
ergebnisse sind in Abb. 17a und b dargestellt. Die Uranwerte des Lohbachs
sind mit 1 500 bis 2 500 mBq/l durchweg als hoch zu bezeichnen. Die
Ra-226-Werte zeigen eine charakteristische Abnahme ab April 1983, während

die Pb-210-Werte erst im Juni wesentlich abnehmen. Die Thoriumwerte liegen in den ersten drei Quartalen des Jahres 1983 bei 75 bis 150 mBq/l. Die letzten gemessenen Werte für Pb-210 und Ra-226 liegen bei 100 mBq/l. Die Ergebnisse lassen vermuten, daß sich in der tschechischen Grube "Dylen" die Abbautechnik oder erzspezifische Parameter geändert haben oder eine Abwasserbehandlung durchgeführt wird.

Die immer wieder beobachteten stundenweisen starken Schwankungen der Wasserführung des Lohbachs und die damit verbundene starke Trübung sind höchstwahrscheinlich auf abwassertechnische Maßnahmen der tschechischen Grube zurückzuführen. Dieser Zustand konnte am 03.10.1983 einmal beprobt werden. Das Ergebnis fällt durch einen deutlich niedrigeren Uranwert und einen höheren Radiumwert auf (vgl. Tab. 11f).

Die Abb. 18a und b zeigen die Häufigkeitsverteilung aller Wasserproben aus dem Forschungsprogramm für Pb-210 und Ra-226. Die Schwerpunkte der Pb-210- bzw. Ra-226-Konzentrationsverteilung liegen bei ca. 100 mBq/l bzw. bei 50 mBq/l. Die höheren Werte sind insgesamt den Grubenwässern von Höhenstein und Wäldel, dem Lohbach sowie dem Nikolausbach zuzuordnen.

Trinkwasser und Quellwässer aus dem Bereich Mähring/Poppenreuth zeigen keine erhöhten Radionuklidwerte und ergaben im Mittel unter 40 mBq Uran/l, etwa 15 mBq Ra-226/l und 40 mBq Pb-210/l. Damit bleiben die Konzentrationen unterhalb der Werte, wie sie in § 46 (4) der Strahlenschutzverordnung festgelegt sind. Weder der Lohbach noch der Nikolausbach werden zur Trinkwassergewinnung herangezogen.

Im Bereich der Forellenteiche am Treppenstein, die im wesentlichen ihr Wasser aus dem Lohbach erhalten, ergab sich folgendes Bild: Am Einlauf zum großen Teich (W 50, Tab. 11) sind die Konzentrationen wegen der zufließenden Seitenbäche niedriger als an der Mähringer Brücke (W 24). In den Teichen selbst wurden jedoch auch wiederum erhöhte U-238- und Pb-210-Werte festgestellt. Dieser Effekt kann auf eine eventuelle Wiederauflösung von Sedimenten und beim Pb-210 zusätzlich noch auf den Zerfall sedimentierten Radiums zurückgeführt werden. Die für die Fischzucht relevanten Werte ergeben sich zu ca. 1 000 mBq U-238/l, 150 mBq Pb-210/l und 40 mBq Ra-226/l.

Abb. 18a: Mähring / Poppenreuth 1982-1983.
Häufigkeitsverteilung, Ra-226 in Wasserproben.

Häufigkeit

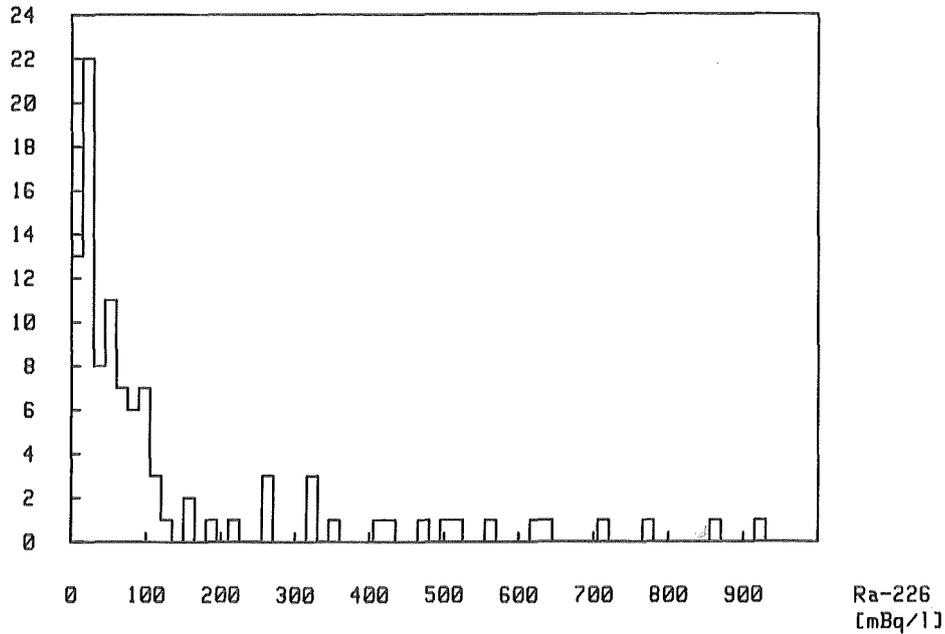
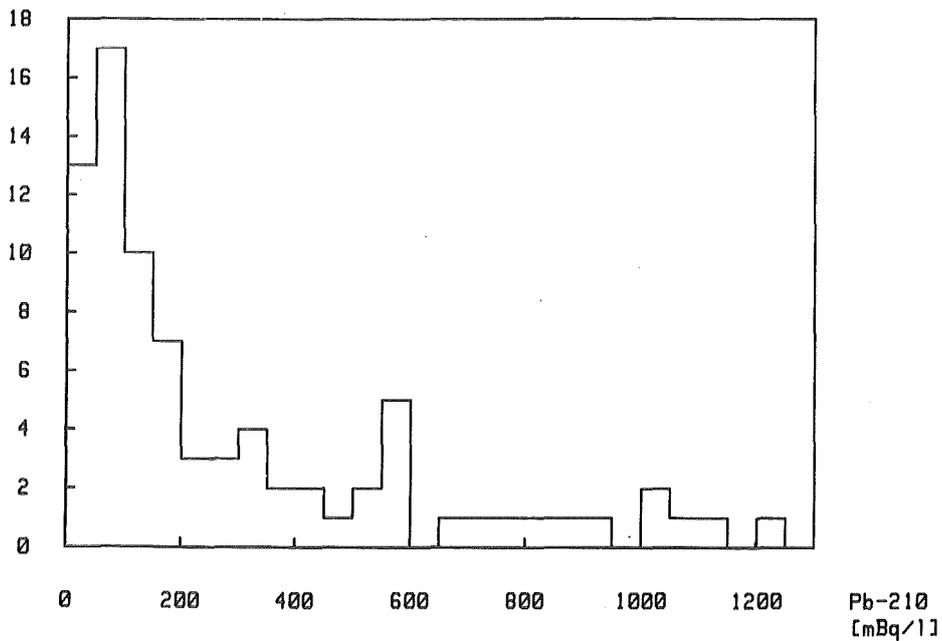


Abb. 18b: Mähring / Poppenreuth 1982-1983.
Häufigkeitsverteilung, Pb-210 in Wasserproben.

Häufigkeit



Im Verlauf des Lohbachs zeigen die Radionuklidwerte der Sedimente unterschiedliches Verhalten (vgl. Abb. A19). Die Uranwerte nehmen geringfügig ab ausgehend von der Probenahmestelle 41 (340 mBq/g), zeigen aber im Teich Treppenstein den höchsten Wert von 1 800 mBq/g, der um den Faktor 6

die mittlere Konzentration in den Lohbachsedimenten übersteigt. Die Radiumwerte nehmen von der Grenze her ständig ab und erreichen erst wieder bei der Feinsedimentierung im Vorteach Treppenstein einen höheren Wert von 700 mBq Ra-226/g. Die Pb-210-Werte steigen deutlich im Verlauf des Lohbaches von ca. 90 auf 250 mBq/g, was eventuell mit der Zuführung von mit Pb-210 beladenem Oberflächen-(Regen)-Wasser im Ortsbereich (Probenahmestelle 50) und durch die Mähringer Kläranlage (oberhalb Probenahmestelle 51) im Zusammenhang steht. Bei den inaktiven Begleitelementen zeigen die Konzentrationen im Teich erwartungsgemäß die höchsten Werte - ein wegabhängiger Gang dieser Werte wie bei den Radionukliden kann jedoch nicht festgestellt werden (Tab. 12).

Die Sedimentprobe 2 entstammt dem Bereich des Steinbachs, der bis Ende 1982 mit Grubenwasser belastet war. Diese ehemalige Belastung ist in den Sedimenten noch deutlich ausgeprägt und führt auch in der zugehörigen Wasserprobe zu erhöhten Werten (vgl. Abb. A15e, Probe W 40/SL), jedoch mit Konzentrationen, die wesentlich niedriger liegen als die des Lohbachs.

Zusammenfassend muß betont werden, daß die Sedimentwerte des teilweise ausgemauerten Lohbachs genau wie die Wasserwerte Momentankonzentrationen beschreiben, die sich z. B. nach jedem Hochwasser ändern können, während die im Treppensteinweiher gefundenen höheren Sedimentwerte wegen der um Größenordnungen längeren Verweilzeit akkumulierte Werte darstellen.

2.5 Pflanzenproben

2.5.1 Fichten und Gras

Um Aussagen über die längerfristige Kontamination von Pflanzen ohne Trockendeposition in der Umgebung der beiden Gruben machen zu können, wurden als in der Umgebung beider Gruben gleichermaßen vertretenen Pflanzenproben gewaschene Fichtennadel- und Grasproben analysiert (Tab. 14a-g, Abb. A20a-g). Bei der Probenahme wurden die unterschiedlichen Wachstumsperioden berücksichtigt.

Alle Meßwerte der Pflanzenproben sind als Häufigkeitsverteilungen in den Abb. 21 und 22 zusammengefaßt. Bei Ra-226 ergibt sich ein Maximum für die Radiumgehalte bei 40 mBq/g Asche. Bei Pb-210 zeigen sich deutlich zwei Verteilungsmaxima mit einem Mittelwert von 180 mBq/g Asche und ca. 750 mBq/g Asche. Das Ra-226-Maximum entspricht dabei der Radionuklidaufnahme über den Boden. Beim Pb-210 ist dem Transferfaktor Pflanze/Boden ein Transferfaktor Pflanze/Luft überlagert, der zahlenmäßig nicht erfaßbar ist. Die Aufnahme von Pb-210 über den Luftpfad ist sowohl unmittelbar aus der Deposition als auch indirekt durch den Zerfall von aufgenommenem Radon-222 möglich.

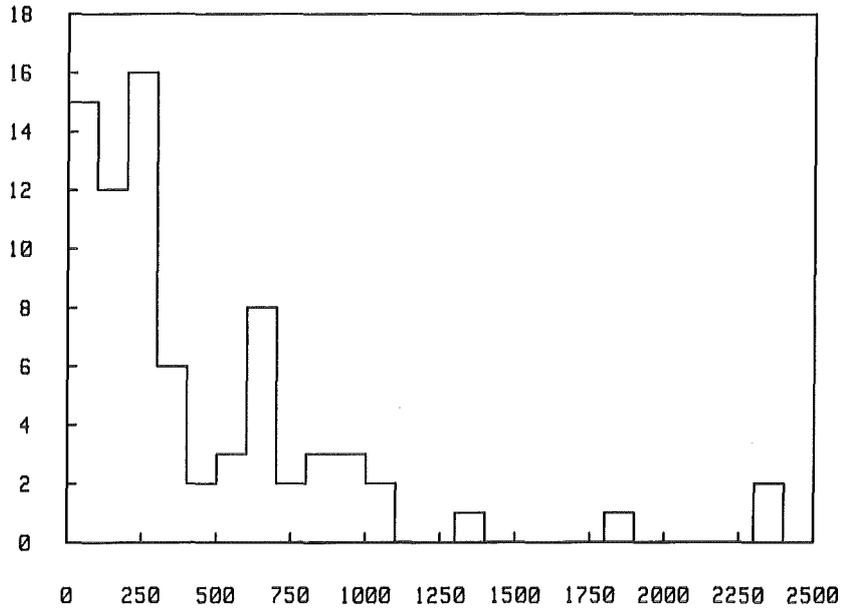
Aus den zugehörigen Häufigkeitsverteilungen 1982 und 1983 für Pflanzen und Boden errechnen sich, bezogen auf Asche, die mittleren Transferfaktoren Pflanze/Boden von ca. 1 für Ra-226 und ca. 6 für Pb-210.

In Abb. 26 und 27 sind für die 1983 analysierten Proben die zugehörigen Transferfaktoren 1 bzw. 6 eingezeichnet. Hier läßt sich deutlicher die große Streuung der Transferfaktoren erkennen als bei den aus den Histogrammen entnommenen Mittelwerten, auch wenn die Werte aus einem in vielen Einflußgrößen uniformen Ökosystem gewonnen werden. Dieser Tatsache muß man sich bei einer Anwendung der Transferfaktoren für Expositionsrechnungen bewußt sein.

Aus der Verteilung (Abb. 21) ergeben sich sechs erhöhte Einzelwerte für den Ra-226-Gehalt von Waldpflanzen, die sich jedoch als Mittelwerte für den entsprechenden Standort nach der Mehrfachbeprobung wieder in die häufigste Gruppe einordnen (Abb. 26). Als Extremwerte fallen lediglich noch die Standorte 16 und 33 heraus, die bereits als anomal hoch aus der Radondosimetrie (Dosimeter H 5 und H 9) bekannt waren. Für Pb-210 (Abb. 27) bestätigt sich der hohe Wert für den Standort 33, wobei die Pflanzen, die aus der unmittelbaren Umgebung der Gruben stammen (Standorte 2, (4), 30 und 46) als Hochwerte hinzukommen. Die Standorte 2 und 46 (Abb. A20c-g) sind die der Grube Mähring am nächsten gelegenen Probenahmeplätze im Bereich der östlichen Waldschneise. Diese beiden Hochwerte sind sicher dem Luftpfad zuzuordnen.

Abb.22: Mæhring / Poppenreuth 1982-1983.
Hæufigkeitsverteilung. Pb-210 in Pflanzenproben.

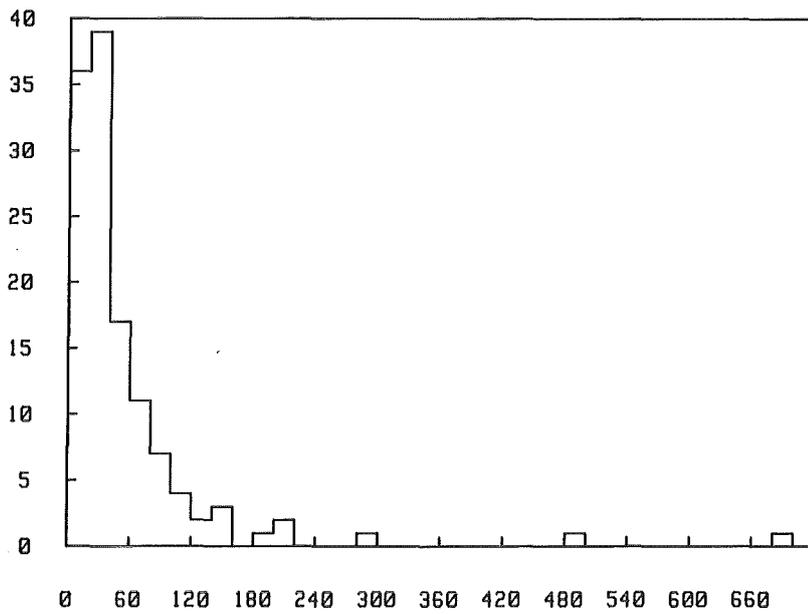
Hæufigkeit



Pb-210
[mBq/g Asche]

Abb.21: Mæhring / Poppenreuth 1982-1983.
Hæufigkeitsverteilung. Ra-226 in Pflanzenproben.

Hæufigkeit



Ra-226
[mBq/g]

Abb.26: Maehring / Poppenreuth. Probenahme 1983 (Mittelwerte).
Pflanzen/Boden Korrelation fuer Ra-226.

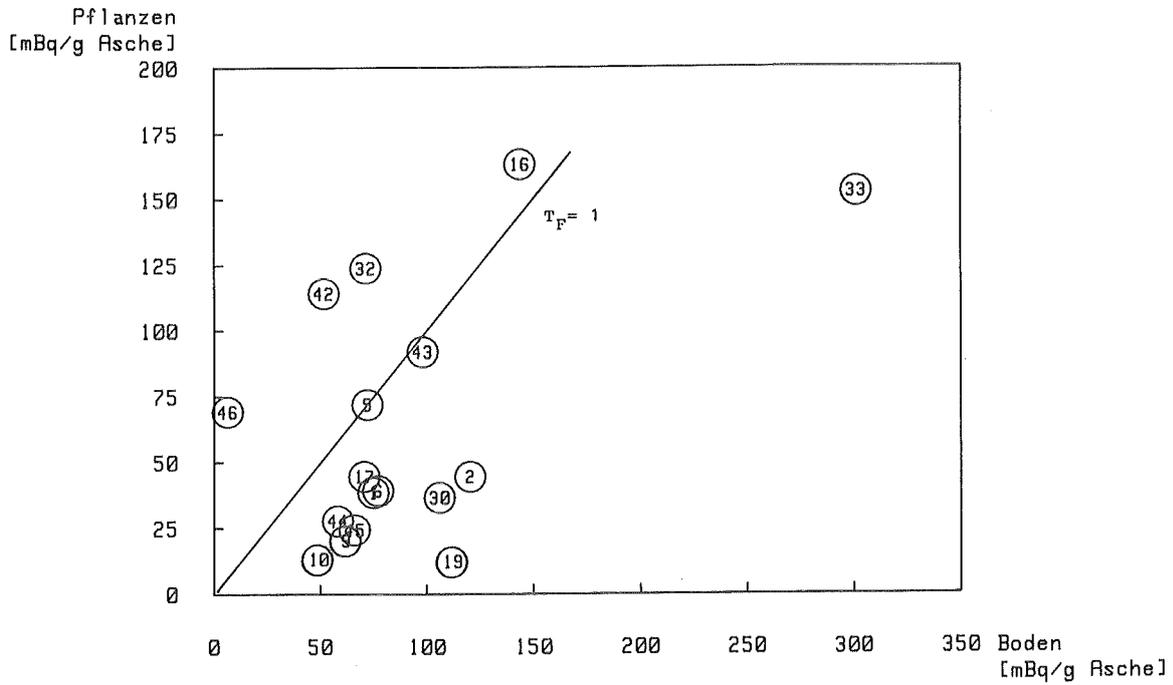
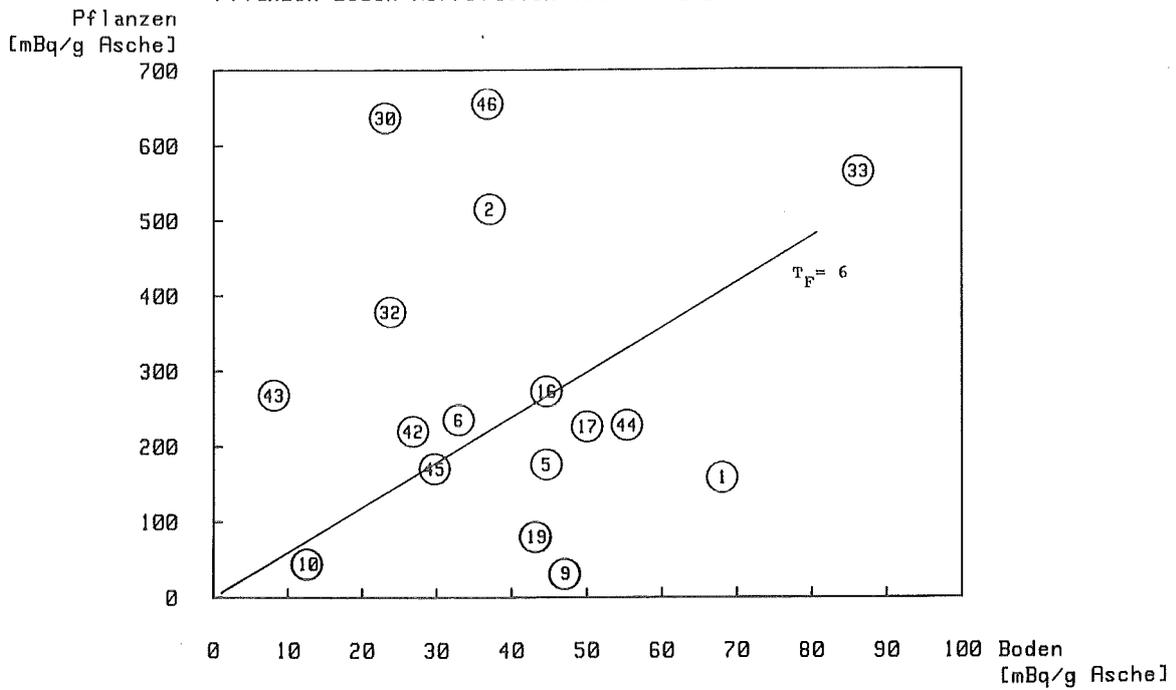


Abb.27: Maehring / Poppenreuth. Probenahme 1983 (Mittelwerte).
Pflanzen/Boden Korrelation fuer Pb-210.



Der jahreszeitliche Gang der Radionuklidkonzentrationen ist in Abb. A23 und A24 eingetragen. Charakteristisch ist der Anstieg der Pb-210-Konzentration nach dem Tiefpunkt im Winter für den Sommer 1983 (Luftpfad). Eine analoge Staubkontamination bzw. Aufnahme von Ra-226 ist in dieser Deutlichkeit nicht gegeben.

Bei der Gegenüberstellung der Radium- und Bleiwerte in Pflanzen (mittlere Konzentrationen 1983) und der Gesamtdeposition entsprechender Meßpunkte P46/M2, P6/M7, P4/M8, P5/M10, P1/M11, P3(1982)/M12, P44/M13, P16/H5, P17/H6, P18/H7, P32/H9 (vgl. Abb. A6a-b und A20c-h) sind alle höheren Werte in unmittelbarer Nähe beider Gruben zu finden (s. Abb. A25). M13 ist, wie in Kapitel 2.2.2 beschrieben, offensichtlich belastet durch die Landwirtschaft. Damit grenzt sich der über die Fichten- und Grasproben nachweisbare Einflußbereich der Gruben auf ihre unmittelbare Umgebung mit einem Radius von wenigen hundert Metern ein.

2.5.2 Nutzpflanzen

Unterschiedliche Nahrungs- und Futterpflanzen wurden von den den Gruben nächstgelegenen Äckern genommen. Die Ergebnisse sind in Tab. 15a-d aufgelistet. Die Proben S19 wurden südlich der Grube "Höhenstein" entnommen, die Probenahmestellen 3 und 5 lagen am Waldrand südlich der Grube Mähring und die Probenahmestelle 10 östlich der Grube Mähring auf der östlichen Seite des Lohbachs. Referenzproben stammen aus dem Bereich NNE des Poppenreuther Berges. Darüber hinaus wurde eine große Anzahl von Grünfütter-(Gras)proben analysiert, die unter der Bezeichnung P/G (Tab. 14) laufen. Die Probenahmestellen sind in Abb. A28 dargestellt.

Eine Probe der Körnerfrüchte (S10/3A Gerste/Korn) zeigt anomal hohe Ra-226- und Pb-210-Werte (Tab. 15b), die um mehr als einen Faktor 10 über den übrigen Werten liegen. Eine entsprechende Grasprobe (P10/2G) erweist eine ähnliche Erhöhung. Die im gleichen Bereich genommene Probe S10/3 (Hafer + Gerste/Korn) ergibt jedoch ähnliche Werte wie die Referenzprobe S12/3 (Gerste/Korn). Das zugehörige Stroh hat nur mittlere Ra-226-Gehalte

von 1,5 Bq/kg trocken und Pb-210-Gehalte von ca. 6 Bq/kg trocken. Die mittleren Konzentrationen in den Körnerfrüchten liegen bei 350 mBq/kg für Ra-226 und 130 mBq/kg für Pb-210, was in etwa einem mittleren Literaturwert entspricht (s. Tab. 17). Dosisleistungsmessungen im Bereich der Probenahmestelle 10 ergaben keinen Hinweis auf den höheren Wert der Getreideprobe S10/3A im Vergleich zu S10/3. Beide nebeneinanderliegenden Äcker unterscheiden sich nicht in ihrer Dosisleistung und liegen ca. 20 % über der angrenzenden Fichtenschonung. Eine mögliche Erklärung für den außerordentlich hohen Unterschied im Transferfaktor für die Körnerfrüchte (nicht für das Stroh) könnte z. B. in einer unterschiedlichen Düngung zu finden sein.

Für Radionuklidgehalte in Kartoffelproben zeigten sich beim Vergleich der Frischgewichte Unterschiede in den beiden Probenahmejahren 1982 und 1983 etwa um den Faktor 2. Leicht erhöhte Werte sind dabei stets an der Probenahmestelle 5 zu finden. Für Kartoffeln wurde ein Mittelwert von ca. 100 mBq/kg frisch für Radium und 250 mBq/kg frisch für Pb-210 gefunden.

Bei den Futterrüben ergibt sich für Ra-226 ein relativ einheitliches, vom Standort unabhängiges Bild. Die Mittelwerte betragen für die Blätter 250 mBq/kg frisch und für die Wurzeln 100 mBq/kg frisch. Die Pb-210-Werte zeigen dagegen größere Schwankungen. Die Mittelwerte für Blätter liegen bei ca. 600 mBq Pb-210/kg frisch und für Wurzeln bei ca. 250 mBq Pb-210/kg frisch. Für Wirsing und Weißkohl ergaben sich Radiumwerte zwischen 60 und 160 mBq/kg frisch (Mittelwert: 120) und Pb-210-Gehalte zwischen 280 und 440 mBq/kg frisch (Mittelwert: 350). Nur bei diesen Nutzpflanzen konnten Urangehalte festgestellt werden, die bei ca. 250 mBq U-238/kg frisch lagen ($> 0,5 \mu\text{g/g}$ Asche).

Bei den für ihre Cs-137-, Sr-90- und Schwermetallanreicherung oft zitierten Waldpilzen zeigten sich 1982 mit dem Gemüse vergleichbare Ra-226- und Pb-210-Gehalte. Die 1983 gesammelten Pilze stammten größtenteils direkt vom Grubengelände. Hier zeigte sich besonders beim Pb-210 eine deutliche Anreicherung. Die für die Berechnung einer möglichen Strahlenexposition verwendeten Mittelwerte sind durch diese Probenahme konservativ gewählt worden.

2.6 Nahrungsmittel

2.6.1 Fisch

Für radioökologische Betrachtungen waren die Fischteiche Treppenstein von besonderer Bedeutung, da ihr Wasser überwiegend dem Lohbach entnommen wird und die Feinstoffsedimentation in diesem Bereich erfolgt.

Die insgesamt fünf Probenahmen von jeweils einem bis vier Fischen, zusammengefaßt zu 13 Fischproben (vgl. Tab. 16a-b), ergeben folgendes Bild: Alle untersuchten, in reines Filet und Rest aufgeteilten Fische (siehe Anhang: Probenahme) ergeben einen Gesamtmittelwert für Fischfilet von 770 mBq U-238/kg, 840 mBq Ra-226/kg und 1 160 mBq Pb-210/kg. Die zwei Einzelfische der ersten Probenahme müssen als anomal angesehen werden, da ihre Mittelwerte gegenüber den übrigen neun Fischproben (jede Analysenprobe enthielt vier Fische) von Treppenstein um mehr als den Faktor 7 über den Mittelwerten der übrigen Proben liegen. Diese betragen: 410 mBq U-238, 310 mBq Ra-226 und 600 mBq Pb-210 je kg Fischfleisch.

Derartige anomale Einzelwerte sind besonders bei Forellen auch aus der Literatur bekannt; sie müssen durch entsprechende Probenzahl als nicht signifikant charakterisiert werden.

Die Referenzprobe aus einem unbelasteten Fischteich in Poppenreuth liegt in den Werten um etwa den Faktor 2 niedriger als die Fischproben von Treppenstein.

Die gefundenen Radionuklidwerte lagen innerhalb der Literaturwerte (siehe Tab. 17). Ein Vergleich mit Daten von analogen Untersuchungen in Großschloppen (8), wo auch Fischteiche durch Grubenwasser belastet wurden, zeigt, daß die Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen den dort gemessenen Werten entsprechen.

2.6.2 Fleisch

Untersucht wurden zwei Fleischproben aus der örtlichen Schweinezucht. Der Ra-226-Mittelwert betrug ca. 50 mBq/kg Fleisch und der Pb-210-Gehalt lag bei ca. 100 mBq/kg Fleisch. Die Urankonzentrationen lagen unterhalb der Erfassungsgrenze von 60 mBq U-238/kg.

Die hier gemessenen Aktivitätskonzentrationen für U-238, Ra-226 und Pb-210 entsprechen den aus unbelasteten Gebieten stammenden Literaturwerten (siehe Tab. 17).

2.6.3 Milch

Die zu unterschiedlichen Jahreszeiten gesammelten und damit aus unterschiedlichen Grünfütterzusammensetzungen (Lohbachwiesen) stammenden Milchlischproben ergaben 20 mBq/l für Ra-226 und 35 mBq/l für Pb-210. Die Uranwerte lagen unter 50 mBq U-238/l.

Die Werte liegen in dem Bereich, der in unbelasteten Referenzgebieten bestimmt wurde (Tab. 17). Die z. B. in Großschloppen gefundenen Werte entsprechen diesen niedrigen Konzentrationen und liegen bei ca. 10 mBq für Ra-226 und ungefähr 40 mBq Pb-210 pro Liter Milch, während in anderen Gebieten, wie in der Umgebung von Baden-Baden, Wittichen und Menzenschwand, bis um den Faktor 10 höhere Werte gefunden wurden (9, 15, 31).

2.6.4 Honig

Die Honigproben wurden dem Bienenstand im unteren Bereich der Schneise zum Lohbach entnommen, ca. 150 m vom Grubengelände entfernt. Der im Frühjahr gewonnene Honig stammt nach Erfahrung des Imkers von den tschechischen Waldwiesen am Lohbach, der Tannenhonig vorwiegend von Tannen aus dem Grubenbereich. Beide Honigproben haben sehr niedrige Radionuklidgehalte von 90 mBq Ra-226/kg frisch und 30 mBq Pb-210/kg frisch. Die ermittelten Konzentrationen liegen damit unter den für vollkommen unbelastete Gebiete bekannten Werten.

3. DOSISBERECHNUNGEN

Die in Kapitel 2 vorgestellten Analysenergebnisse zeigen, daß auch bei laufendem Grubenbetrieb im Jahr 1982 und unter den in diesem Jahr für die Luftausbreitung natürlich radioaktiver Stoffe besonders günstigen Wetterbedingungen nur in unmittelbarer Nähe der Gruben ein Einfluß auf die Umgebung festgestellt werden konnte. Eine weiträumigere Verschleppung radioaktiver Stoffe war allein mit dem Lohbach aus der tschechischen Urangrube "Dylen" nachweisbar.

Die im nachfolgenden Abschnitt ermittelte Strahlenexposition im Raum Mähring/Poppenreuth ist fast ausschließlich auf die Inkorporation der natürlichen, nicht anthropogen beeinflussten Verteilung der Radionuklide aus der Uranreihe zurückzuführen und als natürliche Strahlenbelastung zu bezeichnen. Soweit die Nutzung des Lohbachwassers zur Strahlenexposition beiträgt, ist sie dem Uranerzbergbau auf der tschechischen Seite zuzuschreiben, wobei zum Ende des Untersuchungszeitraumes eine deutliche Absenkung der Radionuklidkonzentration des an der Grenze einfließenden Lohbachs feststellbar war (vgl. Abb. 17b).

3.1 Radionuklidaufnahme

Die Aufnahme von U-238, Ra-226 und Pb-210 mit den im Raum Mähring/Poppenreuth produzierten Nahrungsmitteln wird in der folgenden Übersicht dargestellt und mit Literaturwerten von Nahrungsmitteln verglichen, die auf ähnlichen Böden mit natürlich erhöhtem Radionuklidgehalt oder in der Nähe von Uranexplorationen produziert wurden (8, 9, 15, 31).

In der Bilanz-Tabelle bedeuten (a) die mittleren Konzentrationen, die im Bereich Mähring/Poppenreuth gefunden wurden (ohne Probe S10/3A, siehe Kap. 2.5.2); in Klammern sind die gefundenen Maximalwerte angegeben. Die Literaturwerte für die "jährliche Ingestion" (b) wurden dem Referentenentwurf (32) entnommen. Die Angaben (c) über den Honig- und Pilzverzehr resultieren aus örtlichen Befragungen und der mittlere Fischverzehr der Bevölkerung wurde gegenüber (32) verdoppelt aufgrund der häufig in dieser

Bilanz der Aktivitätsaufnahme

Nahrungsmittel	Aktivitätskonzentration			Jährliche Nahrungsmittel-aufnahme (kg/a) ^{b)}	Jährliche Aktivitätsaufnahme			mittlere Konzentration nach Tab. 17		Differenz zur mittleren Konzentration		Differenz der Aktivitätsaufnahme	
	(mBq/kg) ^{a)}				(Bq/a)			(mBq/kg)		(mBq/kg)		(Bq/a)	
	U-238	Ra-226	Pb-210		U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-226	Pb-210	Ra-226	Pb-210	Ra-226	Pb-210
Milch	< 48	20 (25)	36 (39)	110	< 5,3	2,2 (2,8)	4,0 (4,3)	10	37	10 (15)	1	1,1 (1,7)	0,1
Kartoffeln	< 73	97 (210)	250 (626)	87	< 6,4	8,4 (18,3)	21,8 (54,5)	170	110	-73 (40)	140 (516)	-6,4 (3,5)	12,2 (44,9)
Getreide (trocken)	< 98	350 (420)	130 (150)	96	< 9,4	33,6 (40,3)	12,5 (14,4)	740	670	-390 (-320)	-540 (-520)	-37,4 (-30,7)	-51,8 (-49,9)
Blattgemüse	< 250	119 (158)	351 (438)	23	< 5,8	2,7 (3,6)	8,1 (10,1)	200	1200	-80 (40)	-850 (-760)	-1,8 (0,9)	-19,6 (-17,5)
Fleisch	< 61	49 (76)	104 (143)	75	< 4,6	3,7 (5,7)	7,8 (10,7)	74	74	-25 (2)	30 (70)	-1,9 (0,15)	2,3 (5,3)
Fischfleisch ^{c)}	766	840 (4417)	1160 (5164)	2,6	2,0	2,2 (5,7)	3,0 (6,7)	190	240	650 (4230)	920 (4920)	1,7 (5,5)	2,4 (6,4)
Pilze ^{c)}	< 61	350 (511)	1520 (2691)	1,0	< 0,1	0,4 (0,5)	1,5 (2,7)	keine Angaben		350 (511)	1520 (2691)	0,35 (0,5)	1,5 (2,7)
Honig ^{c)}	< 61	92 (115)	30 (32)	1,0	< 0,1	0,09 (0,12)	0,03	10	20	82 (105)	10 (12)	0,08 (0,10)	0,01 (0,02)
Trinkwasser	< 37	15	19	440	< 16,3	6,6	8,4	4	14	11	5	4,8	2,2

Region anzutreffenden Fischzuchtteiche. Die Mittelwerte aus Literaturangaben sind in Tabelle 17 zusammengestellt. Durch Differenzbildung mit Konzentrationen der örtlich produzierten Nahrungsmittel ergeben sich die in der letzten Spalte angegebenen Unterschiede der Aktivitätsaufnahme.

Die jährliche Aktivitätsaufnahme für die Bevölkerung in Mähring/Poppenreuth über die untersuchten Nahrungsmittel beträgt (siehe Spalte 4):

U-238: < 50; Ra-226: 60 (84); Pb-210: 67 (112) (Bq/a)

Gegenüber vergleichbaren Literaturmittelwerten zeigt sich, daß die Aktivitätsaufnahmen insgesamt um ca. 40 Bq/a für Ra-226 und um ca. 50 Bq/a für Pb-210 unter den Vergleichswerten liegen, wobei sich diese Differenzen aus folgenden Beiträgen zusammensetzen:

pos. Beiträge: Ra-226: 8,0 (17,2); Pb-210: 20,7 (61,6) (Bq/a)

neg. Beiträge: Ra-226: -47,5 (-30,7); Pb-210: -71,4 (-67,4) (Bq/a)

Selbst die in Klammern angegebenen gefundenen Maximalwerte unterschreiten damit noch deutlich die Vergleichswerte.

3.2 Strahlenexposition der Bevölkerung

Zur Berechnung der durch die Uranexploration bedingten Aktivitätsaufnahme wurden die im Raum Mähring/Poppenreuth produzierten Nahrungsmittel berücksichtigt und analysiert. Es wurde dabei konservativ angenommen, daß der spezifische Jahreskonsum quantitativ durch diese lokal produzierten Nahrungsmittel gedeckt wird.

In Kapitel 3.1 sind die mittleren gemessenen U-238-, Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen und die Jahresaufnahme der Nahrungsmittel angegeben. Aus diesen Zahlen wurden die für die Dosisberechnungen benötigten Jahresingestionswerte der Radionuklide bestimmt.

Über die untersuchten Nahrungsmittel ist für den Durchschnitt der Bevölkerung mit einer Jahresingestion von weniger als 50 Bq U-238, 60 Bq Ra-226 und 67 Bq Pb-210 zu rechnen.

Die Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr (Anlage IV StrlSchV), die nach § 45 auf die durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen (z. B. Urangruben, Kernkraftwerke) mit Luft und Wasser bedingte Strahlenexposition anzuwenden sind und jeweils dem 30-mrem-Konzept entsprechen, betragen für U-238 1 000 Bq, für Ra-226 21 Bq und für Pb-210 210 Bq. Man erhält daher für Ra-226 das 2,8fache des 30 mrem entsprechenden Grenzwertes für die Jahresingestion. Dabei muß darauf hingewiesen werden, daß nach der internationalen Richtlinie ICRP-30 die zur Zeit noch gültige Strahlenschutzverordnung die Radiotoxizität von Ra-226 wesentlich überschätzt. In der derzeit anstehenden Novellierung der StrlSchV ist damit zu rechnen, daß eine Anpassung an die ICRP-30 und die EG-Richtlinien erfolgt und dem Pb-210 eine höhere radiologische Bedeutung zukommen wird als dem Ra-226.

Ein Vergleich mit Literaturwerten zeigt, daß die hier ermittelte natürliche Strahlenexposition, die durch ausschließlichen Konsum der angegebenen, vor Ort produzierten Nahrungsmittel erfolgen würde, in der BRD nicht nur an Orten, für die vergleichbare Untersuchungen durchgeführt wurden, überschritten wird.

Die im Kapitel 3.1 errechnete und zu anderen durch natürliche Anomalien belasteten Regionen in Vergleich gesetzte Aktivitätsaufnahme ergibt für einige Nahrungsmittel eine Erhöhung der Jahresingestionenwerte von insgesamt ca. 8 Bq Ra-226 bzw. ca. 21 Bq Pb-210. In vielen Nahrungsmitteln liegen die im Raum Mähring/Poppenreuth gemessenen Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen jedoch deutlich unter den Vergleichswerten, z. B. beim Nahrungsmittel Getreide mit um ca. 37 Bq Ra-226 und ca. 52 Bq Pb-210 geringeren Ingestionenwerten pro Jahr; die entsprechenden Werte für Blattgemüse betragen - 1,8 Bq Ra-226 und -19,6 Bq Pb-210 jeweils pro Jahr.

Region		Jahresingestion (Bq/a)	
		Ra-226	Pb-210
Feldberggebiet	(9)	261,6	nb
Baden-Baden	(15)	44,4	nb
Wittichen	(31)	41,2	110,7
Großschloppen	(8)	89,2	101,4
Mähring/Poppenreuth		59,9	67,1

3.2.1 Berechnung der Strahlenexposition nach § 45 StrlSchV

Unter Benutzen der Dosisfaktoren für Ingestion (37, 38) ergeben sich für die im Kapitel 3.1 errechneten Jahresaufnahmen folgende Ingestionsdosen:

Jahresingestion	Strahlenexposition	
	Knochen	Ganzkörper
< 50 Bq U-238	< 1,0 mrem/a	< 0,08 mrem/a
< 50 Bq U-234	< 1,2 mrem/a	< 0,08 mrem/a
60 Bq Ra-226	500 mrem/a	50 mrem/a
67 Bq Pb-210	57 mrem/a	11 mrem/a

Für die im Vergleich zu anderen natürlich belasteten Gebieten ermittelten Differenzen in der Aktivitätsaufnahme pro Jahr (siehe Kapitel 3.1) ergeben sich, aufgeschlüsselt in positive und negative Beiträge, folgende Werte:

Δ Jahresingestion	Δ Strahlenexposition	
	Knochen	Ganzkörper
pos.: 8,0 Bq/a Ra-226	71 mrem/a	7 mrem/a
20,7 Bq/a Pb-210	17 mrem/a	3 mrem/a
neg.: -47,5 Bq/a Ra-226	-420 mrem/a	-42 mrem/a
-71,4 Bq/a Pb-210	-58 mrem/a	-10 mrem/a

Über alles betrachtet, liegt die Strahlenexposition durch Ingestion im Untersuchungsgebiet um ca. 400 mrem/a (Knochen) und ca. 40 mrem/a (Ganzkörper) niedriger als in den Vergleichsgebieten.

3.2.2 Ermittlung der Strahlenexposition nach UNSCEAR (34)

Ra-226:

Eine Ra-226-Ingestion von etwa 60 Bq/Jahr entspricht nach UNSCEAR einer Knochendosis von 3,0 mrad/Jahr, was mit einem Qualitätsfaktor von 20 für Alpha-Strahlung (siehe auch Anlage XIV StrlSchV) 60 mrem/Jahr ergibt. Die im wesentlichen aus dem Verzehr von Fischen und Pilzen sowie über das Trinkwasser aufgenommen zusätzliche Belastung (Kapitel 3.1) von ca. 8 mBq Ra-226/Jahr entspricht somit einer Knochendosis von nur 8,5 mrem/Jahr (gegenüber 71 mrem/Jahr nach § 45). Auch nach dieser Berechnungsweise ergibt sich insgesamt ein "Negativsaldo" von 41 mrem/a.

Pb-210:

Eine Pb-210-Ingestion von ca. 67 Bq/Jahr entspricht nach UNSCEAR einer Knochendosis von 4,9 mrad/Jahr, was mit einem Qualitätsfaktor von 20 für Alpha-Strahlung eine Strahlenexposition von 98 mrem/Jahr ergibt. Die sich

überwiegend durch den Verzehr von Kartoffeln ergebende zusätzliche Belastung von 21 Bq/Jahr entspricht daher einer Knochendosis von jetzt 32 mrem/Jahr (gegenüber 17 mrem/Jahr nach § 45). Insgesamt ergeben sich auch für die Exposition durch Pb-210 negative Werte.

Die auf dieser Grundlage bestimmte Strahlenexposition betrug in anderen Gebieten mit Uranexploration z. B. ca. 90 mrem pro Jahr Knochendosis durch Ra-226-Ingestion und ca. 150 mrem pro Jahr durch Pb-210-Ingestion (8).

3.3 Strahlenexposition durch Inhalation

Die Strahlenexposition über den Luftpfad, der als Folge von Deposition und Aufnahme radioaktiver Stoffe durch Pflanzen und deren Verzehr zu einer Strahlenbelastung führt, ist in den Berechnungen von Kapitel 3.1 eingeschlossen. Im folgenden wird auf die Strahlenexposition durch Inhalation von Radon eingegangen. Der Lungendosisfaktor für inhaliertes Radon (im Gleichgewicht mit seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten Po-218, Pb-214, Bi-214 und Po-214) wurde aus Anlage IV der Strahlenschutzverordnung unter Verwendung des Grenzwertes der jährlichen Aktivitätszufuhr von $1,6 \cdot 10^5 \text{ Bq a}^{-1}$ ermittelt. Da diese Aktivitätsaufnahme dem Dosisgrenzwert für die Lunge von 90 mrem/a entspricht, errechnet sich daraus bei einem mittleren Atemvolumen von $7 \cdot 300 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ ein Dosiskonversionsfaktor von $1 \text{ Bq m}^{-3} \hat{=} 4,1 \text{ mrem a}^{-1}$. Der entsprechende Dosiskonversionsfaktor nach UNSCEAR (34) zeigt die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik wesentlich höher eingeschätzte Radiotoxizität der Radonfolgeprodukte und beträgt $1 \text{ Bq m}^{-3} \hat{=} 19,4 \text{ mrem a}^{-1}$, wobei berücksichtigt werden muß, daß die Lungendosis bei dieser Berechnungsgrundlage nur einen Beitrag von 12 % zur effektiven Dosis liefert.

Aus der Tabelle 1a, in der die Radonmeßergebnisse zusammengestellt sind, ergeben sich die Radonkonzentrationsunterschiede zwischen Grubengelände und Umgebung. Der ungünstigste Einwirkungsort für die Bevölkerung ist der Zaun des Grubengeländes. Die dort ermittelte zusätzliche Konzentration nimmt exponentiell mit der Entfernung vom Zaun ab und ist bei den Umgebungsmeßstellen nicht mehr feststellbar.

	mittlere Radonkonzentration (Bq m^{-3})			
	1982		1983	
	Poppenreuth	Mähring	Poppenreuth	Mähring
Grubengelände	97	77	34	35
Umgebung	75	66	24	27
Differenz am Zaun	22	11	10	8
Mittelwert	16		9	

Berücksichtigt man, daß die oben angeführten Dosiskonversionsfaktoren für das Radon im Gleichgewicht mit seinen Tochterprodukten gelten, die die eigentlichen lungenbelastenden Nuklide sind, und im Freien nur ein 30%iges Gleichgewicht angenommen werden kann, ergeben sich folgende Lungendosiswerte für die Bevölkerung von Mähring/Poppenreuth:

	StrlSchV (mrem a^{-1})		UNSCEAR	
	1982	1983	1982	1983
Umgebungsexposition	85	30	410	145
zusätzl. Exposition am Zaun	20	11	93	52
Gesamtexposition (ungünstigste Stelle)	100	40	500	200

Die stark witterungsabhängige Radonexhalation und Radonluftkonzentration (siehe Kapitel 2.1) bringt in den beiden Untersuchungsjahren Schwankungen in der Lungenexposition der allgemeinen Bevölkerung (Umgebung) etwa um den Faktor 3 und an der ungünstigsten Einwirkungsstelle noch um den Faktor 2,5. Die absolute natürliche Belastungsschwankung liegt damit weit über dem Beitrag, der vom Grubengelände herrührt.

3.4 Potentielle Strahlenexposition über den Wasserpfad

Eine potentielle Strahlenexposition, die sich bei einer Nutzung des kontaminierten Lohbachwassers, in das Abwasser aus der Urangrube "Dylen" eingeleitet wird, ergeben könnte, wurde unter Verwendung der Dosisfaktoren der Richtlinie zu § 45 StrlSchV und der Dosisfaktoren nach ICRP-30 ermittelt. Bei der Dosisberechnung wurden die sich offensichtlich stabilisierenden Mittelwerte der entsprechenden Konzentrationen des Lohbachs von Juli bis Oktober 1983 eingesetzt (vgl. Abb. 17b), d. h. für Ra-226 71 mBq/l und für Pb-210 88 mBq/l. Für den ganzen Probenahmezeitraum 1983 hätten die Mittelwerte für Ra-226 um den Faktor 1,5 und für Pb-210 um den Faktor 1,8 erhöht werden müssen. Für 1982 lagen lediglich Einzelwerte mit einem Schwerpunkt für die Ra-226-Konzentrationen von ca. 80 mBq/l und für Pb-210 von ca. 100 mBq/l vor (vgl. Abb. A16a-b).

Für die Berechnung der Strahlenexposition über die einzelnen Expositionspfade wurden Werte (mit dem Faktor 2 für den Fischverzehr) über die Lebensgewohnheiten der kritischen Bevölkerungsgruppe gemäß Referententwurf (32) herangezogen (110 kg Milch und Milchprodukte, 231 kg pflanzliche Produkte und 2,6 kg Fischfleisch).

Eine Expositionsrechnung, in der Dosisfaktoren der Richtlinie zu § 45 StrlSchV verwendet wurden, ergibt für die drei Nutzungspfade folgende Ergebnisse:

1. Fischverzehr: Die Fischteiche am Treppenstein werden praktisch ausschließlich von Lohbachwasser durchflossen. Damit könnte eine zusätzliche Exposition (Knochendosis) von ca. 15 mrem durch Ra-226 und ca. 3 mrem durch Pb-210 jeweils pro Jahr hervorgerufen werden. Die entsprechenden Ganzkörperdosen betragen für Ra-226 ca. 0,2 mrem/Jahr und für Pb-210 ca. 0,1 mrem/Jahr.

2. Viehtränke: Beim Expositionspfad "Viehtränke" dominiert die durch den Milchkonsum hervorgerufene Strahlenexposition des Knochens, die für Ra-226 ca. 40 mrem/Jahr und für Pb-210 ca. 0,3 mrem/Jahr beträgt. Die Ganzkörperdosen würden entsprechend ca. 5 mrem/Jahr (Ra-226) und ca. 0,1 mrem/Jahr (Pb-210) betragen.

3. Beregnung: Beim Expositionspfad "Beregnung" dominiert die für den Milchkonsum und den Verzehr von Pflanzen hervorgerufene Knochendosis und beträgt ca. 290 mrem/Jahr für Ra-226 und ca. 26 mrem/Jahr für Pb-210. Die Ganzkörperdosen würden entsprechend ca. 28 mrem/Jahr (Ra-226) und ca. 5 mrem/Jahr (Pb-210) betragen.

Insgesamt würde die potentielle Strahlenexposition nach der Richtlinie zu § 45 StrlSchV bei der Nutzung des Lohbachwassers für das Ra-226 ca. 350 mrem/Jahr Knochendosis und ca. 30 mrem/Jahr Ganzkörperdosis verursachen. Für Pb-210 beträgt die entsprechende Strahlenbelastung ca. 30 mrem/Jahr (Knochendosis) und ca. 5 mrem/Jahr (Ganzkörperdosis).

Nach ICRP-30 ergaben sich für die drei Nutzungspfade des Lohbachwassers folgende Werte für die Knochendosis:

1. Fischverzehr: Durch den Fischverzehr könnte nach ICRP-30 eine zusätzliche Exposition (Knochenoberfläche) von 1,3 mrem durch Ra-226 und 8 mrem durch Pb-210 hervorgerufen werden.

2. Viehtränke: Bei der Viehtränke ergibt sich eine potentielle Strahlenexposition von ca. 3 mrem durch Ra-226 bzw. 1 mrem durch Pb-210 pro Jahr.

3. Berechnung: Berechnung mit Lohbachwasser könnte einen Beitrag zur Strahlenexposition von entsprechend 25 bzw. 70 mrem pro Jahr (Ra-226 bzw. Pb-210) ergeben.

Damit erhält man mit der in ICRP-30 angegebenen Berechnungsgrundlage eine mögliche Belastung als Knochenexposition von ca. 30 mrem über die Aufnahme von Ra-226 und ca. 80 mrem von Pb-210.

Die oben angegebenen Belastungsrechnungen nach StrlSchV bzw. ICRP-30 sind mit Ausnahme des Fischpfades von rein theoretischer Bedeutung, da im Raum Mähring/Poppenreuth keine Weidewirtschaft betrieben wird. In den zwei Jahren der Untersuchung in diesem Gebiet konnte auch zu keiner Zeit eine Nutzung des Lohbachwassers zur Bewässerung festgestellt werden.

Eine Strahlenexposition durch Immersion ist wegen fehlender Bademöglichkeiten nicht gegeben.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen einer in den Jahren 1982 und 1983 durchgeführten radioökologischen Untersuchung im Raum Mähring/Poppenreuth wurden Uran-, Ra-226-, und Pb-210-Konzentrationen in Boden, Fichtennadeln, Oberflächenwasser, Sedimenten, Trinkwasser, Luftstaubproben und lokal produzierten Nahrungsmitteln gemessen. Insgesamt dienten mehr als 1 200 radiochemische Einzelbestimmungen und ca. 150 inaktive Spurenanalysen als Grundlage der Untersuchungen.

Außerdem wurden Radonbestimmungen in der Luft sowie Th-230-Messungen in Wasserproben aus dem Lohbach durchgeführt.

Aus den insgesamt über 200 Doppelbestimmungen der Rn-222-Konzentration läßt sich keine signifikante Umweltbelastung feststellen. Die absoluten Konzentrationen schwanken zwischen 1 und 166 Bq/m³ auf dem Grubengelände

und 7 bis 118 Bq/m^3 in der Umgebung der Gruben. Diese Schwankungen sind praktisch ausschließlich auf Witterungseinflüsse zurückzuführen. Der Mittelwert 1983 für die Grubenumgebung von ca. 24 Bq Radon/m^3 entspricht etwa dem Jahresmittelwert für die Oberpfalz (35). Die Differenzen zwischen den Werten an der Grenze des Betriebsgeländes (als eventuell möglicher Quellterm) und den Umgebungsmeßpunkten betragen in Mähring ca. 10 Bq/m^3 und in Höhenstein 22 (1982) bzw. 10 (1983) Bq/m^3 und liegen damit weit unterhalb des Schwankungsbereiches der Umgebungsmeßwerte aus den Jahren 1982 und 1983. Die Grubenbetriebe scheiden damit als Quelle für eine erhöhte Radonkonzentration in ihrer Umgebung aus.

Die gemittelten Meßwerte der Luftstaubkonzentration der natürlichen Radionuklide (Uran, Ra-226 und Pb-210) zeigen gegenüber Literaturwerten aus unbelasteten Gebieten keine Erhöhung (siehe Kapitel 2.1.2). Auch bei den Mittelwerten der Depositionsmessungen ist keine Erhöhung im Vergleich zu den normalen Untergrundwerten erkennbar. Dies bedeutet, daß keine zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung durch Uran, Ra-226 und Pb-210 im Luftstaub erfolgt.

Die weitgestreute Probenahme im landwirtschaftlichen Nutzbereich läßt keinen Einfluß der beiden Versuchsgruben auf die Umgebungsaktivität erkennen. Die mittlere Konzentration der landwirtschaftlich genutzten Böden beträgt 26 mBq/g für Ra-226 und 25 mBq/g für Pb-210. Die mittleren Konzentrationen aller Bodenproben liegen für Pb-210 bei 41 mBq/g Asche und für Ra-226 bei 47 mBq/g Asche und sind vergleichbar mit den normalerweise in nicht belasteten Gebieten anzutreffenden Konzentrationen.

Die hangabwärts von der Laugungsanlage angelegten Schurfe zeigten bis zum anstehenden C-Horizont hinab keine Anzeichen von erhöhtem Radionuklidgehalt. Damit konnte eine Grundwasserkontamination durch Sickerwasser aus der Laugungshalde ausgeschlossen werden.

Trinkwasser und Quellwässer aus dem Bereich Mähring/Poppenreuth zeigen keine erhöhten Radionuklidkonzentrationen und ergeben im Mittel Werte unter 37 mBq U-238/l , 18 mBq Ra-226/l und 40 mBq Pb-210/l (siehe Tab. 11d-e). Damit liegt die über das Trinkwasser aufgenommene Jahres-

dosis unter 30 mrem. Weder der Lohbach noch der Nikolausbach werden zur Trinkwassergewinnung herangezogen.

Der über Pflanzenproben ermittelte Einflußbereich der Gruben begrenzt sich auf ihre unmittelbare Umgebung (siehe Kapitel 2.5.1), in der sich keine landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden.

Die Ra-226- und Pb-210-Konzentrationen in den lokal produzierten Nahrungsmitteln entsprechen den in Gebieten mit ähnlicher Bodenbeschaffenheit gemessenen Werten oder liegen in vielen Fällen unter diesen Vergleichswerten.

Die in Kapitel 3.1 aufgeführten Jahresingestionen von 60 Bq Ra-226 und 67 Bq Pb-210 liegen unter den vergleichbaren, im Fichtelgebirge (8) und im Schwarzwald (9, 31) ermittelten Werten.

Die jährliche Aktivitätsaufnahme (Ingestion) wird zu ca. 60 % durch Ra-226 und zu ca. 20 % durch Pb-210 in Getreide verursacht. Berücksichtigt man, daß es sich hier um Gerste und Hafer handelt, die meist als Futtermittel eingesetzt werden, ist die in Kapitel 3.1 aufgeführte jährliche Aktivitätsaufnahme und die daraus abgeleitete Strahlenexposition mit großer Wahrscheinlichkeit konservativ angegeben. Außerdem stammen mit Sicherheit nicht alle von der Bevölkerung im dortigen Raum verzehrten Nahrungsmittel aus dem Gebiet Mähring/Poppenreuth.

5. LITERATUR

- (1) Winkler, R., Hötzl, H., Chatterjee, B., "Analysis of Pb-210 and Po-210 concentrations in surface air." Health Phys. 41, 495-503, 1981
- (2) Talbot, R. W., Andren, A. W., "Relationship between Pb and Pb-210 in aerosol and precipitation at a semiremote site in northern Wisconsin," J. Geophys. Res., 88, 6752-6760, 1983
- (3) Turekian, K. K., Nozaki, Y., Benninger, L. K., "Geochemistry of atmospheric radon and radon products," Ann. Rev. Earth Planet. Sci., 5, 227-255, 1977
- (4) Moore, H. E., Poet, S. E., "Pb-210 fluxes determined from Pb-210 and Ra-226 soil profiles," J. Geophys. Res., 81, 1056-1058, 1976
- (5) Nozaki, Y., De Master, D. J., Levis, D. M., Turekian, K. K., "Atmospheric Pb-210 fluxes determined from soil profiles," J. Geophys. Res., 83, 4047-4051, 1978
- (6) Fisenne, I. M., "Distribution of lead-210 and radium-226 in soil," Rep. UCRL-18140, 145-158, U.S. Department of Energy, Washington, D. C., 1968
- (7) Knuth, R. H., Knutson, E. O., Feely, H. W., Volchok, H. L., "Size distribution of atmospheric Pb and Pb-210 in rural New Jersey," Precipitation Scavenging, Pruppacher et al. (edit.), Elsevier Science Publishing Co., 1325-1334
- (8) Schüttelkopf, H., Kiefer, H., "Radioökologische Untersuchungen im Raum Großschloppen", KfK-3367, August 1982
- (9) Schüttelkopf, H., Kiefer, H., "Radioökologische Untersuchungen im Feldberggebiet", KfK-2866, September 1982

- (10) Kiefer, H., Koelzer, W., König, L. A., "Jahresbericht 1980 der Hauptabteilung Sicherheit", KfK-3113, April 1981
- (11) Schüttelkopf, H., "Die Anwendung der Berechnungsgrundlagen auf natürliche Radionuklide", Radioökologie und Strahlenschutz, Aurand, K. (Hrsg.), Schmidt-Verlag, Berlin 1982
- (12) Aurand, K., Gans, J., Rühle, H., "Die natürliche Strahlenexposition des Menschen", Aurand, K. (Hrsg.), Georg-Thieme-Verlag, Stuttgart 1974
- (13) Kiefer, H., Koelzer, W., König, L. A., "Jahresbericht 1979 der Hauptabteilung Sicherheit", KfK-2939, April 1980
- (14) Haury, G., Schikarski, W., "Radioactive inputs into the environment," Global chemical cycles and their alterations by man, ed. W. Stumm, 165-188, Berlin: Dahlem-Konferenzen, 1977
- (15) Schüttelkopf, H., Kiefer, H., "Radioökologische Untersuchungen im Raum Baden-Baden", KfK-2994, 1980
- (16) Bock, R., "Aufschlußmethoden der anorganischen und organischen Chemie", Verlag Chemie, 1972
- (17) Disam, A., Tschöpel, P., Tölg, G., "Röntgenfluorimetrische und atomabsorptiometrische Bestimmung von Elementen im ng/ml-Bereich in wäßrigen Lösungen", Fresenius, Z., Anal. Chem., 295, 97-109, 1979
- (18) Korkisch, J., "Separation of uranium, thorium and the rare earth elements by anion exchange," Anal. Chem., 36, 850-854, 1964
- (19) Korkisch, J., "Separation of thorium by anion exchange," Anal. Chem., 33, 1264-1266, 1961
- (20) Rayno, D. R., "Estimated dose to man from uranium milling via the beef/milk/food-chain pathway," The Science of the Total Environment, 31, 219-241, 1983

- (21) De Bortoli, M., Gaglione, P., "Radium-226 in environmental materials and foods," Health Phys., 22, 43-48, 1972
- (22) Morse, R. S., Welford, G. A., "Dietary intake of Pb-210," Health Phys., 21, 53-55, 1971
- (23) McDowell-Boyer, L. M., Watson, A. P., Travis, C. C., "A review of parameters describing terrestrial food-chain transport of lead-210 and radium-226," Nuclear Safety, 231, 486-495, 1980
- (24) Sattler, E. L., Stahlhoffen, W., "Vorkommen natürlicher Radionuklide in Nahrungs- und Genußmitteln", Die natürliche Strahlenexposition des Menschen, Aurand, K. (Hrsg.), Georg-Thieme-Verlag, Stuttgart 1974
- (25) Oakes, T. W., Shank, K. E., "Concentrations of radionuclides and selected stable elements in fruits and vegetables," Report CONF-770676-1, Oak Ridge National Laboratory, 1977
- (26) VDI-2119, Bl. 2 (Ausg. 6.72): Messung partikelförmiger Niederschläge - Bestimmung des partikelförmigen Niederschlags mit dem Bergerhoff-Gerät (Standardverfahren)
- (27) Schroll, E., Analytische Geochemie, Band II, Kap. 2.7, Ferdinand-Enke-Verlag, Stuttgart 1975
- (28) Prospektionsergebnisse der Gewerkschaft Brunhilde, Mai 1979, persönliche Mitteilung
- (29) Gabelman, J. W., "Migration of uranium and thorium," 107-114, The American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, Oklahoma, USA 1977
- (30) Überwachungswerte des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 1982

- (31) Schüttelkopf, H., Kiefer, H., "Radioökologische Untersuchungen in Wittichen", KfK-3282, März 1982
- (32) BMI RS II 1, Referentenentwurf einer zweiten Verordnung zur Änderung der Strahlenschutzverordnung, April 1984
- (33) National Council on Radiation Protection and Measurement, Natural Background Radiation on the United States, NCRP Report No. 45, 1975
- (34) Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 1977, United Nations, New York 1977
- (35) Erhebungsmessungen des Bundesministers des Innern, Strahlenschutzvorhaben 697 a (1978-1984)
- (36) International Committee on Radiological Protection: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Publication 30, 1978
- (37) Bundesminister des Innern: Allgemeine Berechnungsgrundlage für Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV)
- (38) Bundesminister des Innern: Radioökologieverordnung, Stand: 26. September 1978, Anlage 6 zu § 8
- (39) Schmitz, J., Fritsche, R., Gross, G., "Emission von Radionukliden aus den Halden des alten Silber-Kobalt-Erzbergbaus von Wittichen, Glückauf-Forschungshefte, 43, Heft 4, 145-154, 1982
- (40) Bültemann, Hw., "Die Uranvorkommen im Ostbayerischen Grundgebirge Raum Mähring", Z. dt. geol. Ges., 130, 575-596, 1979

6. ANHANG:

6.1 Probenahme und Analytik

Wasserproben

Die Wasserproben wurden dem Hauptvorfluter Lohbach, der Grubenwasser-einleitung und dem Steinbach im Bereich Mähring entnommen, während in Poppenreuth der Nikolausbach vor und nach der ebenfalls analysierten Grubenwassereinleitung untersucht wurde. Außerdem wurde eine Reihe von Stichproben von Brunnen (Quellen) und Oberflächenwässern aus dem Raum Mähring auf Ra-226, Pb-210 und Uran analysiert. An den angegebenen Probenahmestellen wurden dreimal täglich ca. je 1 Liter Wasser entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. In den Sammelbehältern befanden sich bereits vor Beginn der Probenahme je 100 ml konzentrierte Salpetersäure, um Adsorptionsverluste an den Gefäßwänden zu vermeiden.

Die Probenahme für die Monatsdurchschnittsproben wurden vom Personal der Urangrube in Mähring durchgeführt. Die einzelnen Fraktionen von ca. 1 Liter wurden einmal täglich (an Arbeitstagen) an der Probenahmestelle W 24 aus dem Lohbach genommen.

Für den Transport wurden aus den Sammelbehältern nach sorgfältigem Mischen je zwei 2-Liter-Proben in PÄ-Flaschen abgefüllt.

Die Probenahmepunkte und ein Teil der Meßergebnisse sind in den Abb. A15a-e eingetragen, während die Tabellen 11a-g auch über die übrigen Probenahmen Auskunft geben.

Luftstaubproben

Luftstaubmessungen erfolgten direkt durch Sammeln der Aerosole auf Luftfiltern wie auch durch Depositionsmessungen in Bergerhoff-Gefäßen. Bei unterschiedlichen Wetterlagen wurden neben Einzelmessungen mit mehreren Sammlern gleichzeitig in unterschiedlicher Entfernung von der Laugungshalde Luftstaubproben gesammelt. Es wurden Whatman-41-Filter verwendet.

In der Abb. A4 sind die Probenahmestellen eingetragen und in den Tab. 3a-c sind die Meßwerte zusammengefaßt. Für Depositionsmessungen wurden Bergerhoff-Gefäße an ausgewählten Stellen angebracht, die auch gleichzeitig Standorte von Radondosimetern waren; die erzielten Ergebnisse sind in den Abb. A5a-d und in den Tab. 5a-b wiedergegeben.

Bodenproben

In der unmittelbaren Umgebung der Gruben, im Bereich der Hauptwindrichtung und im Einzugsbereich des Lohbachs, wurden zum Teil in unmittelbarer Nähe der Radonmeßstellen Bodenproben genommen, meist zusammen mit dort wachsenden Pflanzen, wobei die Prospektionsergebnisse der Gewerkschaft Brunhilde und die bisherigen Ergebnisse des LfU wichtige Auswahlkriterien lieferten. Es wurden an den betroffenen Stellen je zehn Proben von ca. 1 kg möglichst aus dem A_2 -Horizont entnommen, homogenisiert und so heruntergeteilt, daß 250 g Material für die weitere Verarbeitung zur Verfügung stand. Der Typ des entnommenen Bodens und die Tiefe der Probenahme sind in der Tab. 8 wiedergegeben. Die Probenahmeorte und die gemessenen Konzentrationen sind in den Abb. A10a-d und in den Tab. 7a-e eingetragen. Neben diesen Bodenproben wurden auch zwei Vertikalprofile durch Graben eines Schurfs gewonnen. Diese Vertikalschnitte umfassen Erdschichten zwischen 0 und 100 cm, d. h. vom A_0 - bis zum C-Horizont. Die Meßwerte sind in den Tab. 9 und 10 enthalten.

Pflanzenproben

Da sich nur mit Fichten und Gras ein gleichartiges Probenahmenetz um die beiden Urangruben legen läßt, wurden diese Pflanzenproben untersucht. Bei den Fichten wurden Triebe der drei letzten Wachstumsperioden entnommen. Außerdem wurde eine Reihe von Nahrungsmitteln, die in der Umgebung der Urangruben produziert werden, untersucht. Alle Pflanzenproben wurden mit destilliertem Wasser gewaschen (Probenahmezeiten: 02.-04.06.1982, 28.-29.04.1983 und 27.-28.09.1983). Teilweise sind die Einzelwerte

der Radionuklide in die Schemakarten eingetragen. Die übrigen Werte wie auch die Nutzpflanzenanalysen sind tabellarisch aufgelistet (Tab. 14 und 15).

Fischproben

Die Forellenproben wurden in den Zuchtteichen am Treppenstein entnommen, die vom Wasser des Lohbachs durchflossen werden. Als Vergleichsfische wurden Forellen aus unbelasteten Teichen von Poppenreuth herangezogen. Die Fischproben wurden entweder als Ganzes (ohne Eingeweide) oder getrennt nach Fleisch und Rest (Kopf, Haut und Gräten) untersucht. Die Ergebnisse sind in den Tab. 16a-b beigelegt.

Probenaufbereitung und Analysemethoden

Pflanzen, Sedimente und Bodenproben werden 24 Stunden bei 105 °C getrocknet. Anschließend werden Sedimente und Bodenproben gesiebt und gemahlen. Pflanzen dagegen werden 12 Stunden bei 200 °C vorverascht.

Milchproben werden mit HNO_3 angesäuert und eingedampft. Fische werden filetiert und ebenso wie Fleisch, Honig und getrocknete Milchproben ca. 12 Stunden bei 200 °C vorverascht. So vorbereitete Proben werden dann mit konzentrierter Salpetersäure befeuchtet und bei 500 °C (13, 16) 12 Stunden im Muffelofen verascht.

Bis zu 10 g des fein gemahlene Probengutes werden, um eventuelle Kohlenstoffreste zu beseitigen, mit konzentrierter HNO_3 unter Rückfluß gekocht. Der Rückstand wird zweimal mit je 30 ml HNO_3 65%ig und 30 ml HF 40%ig eingedampft.

Für Ra-226-Analysen wird der Rückstand mit HNO_3 abgeraucht, zweimal mit HClO_4 eingedampft, mit 100 ml 1 N HNO_3 zum Kochen gebracht, abgekühlt und filtriert. Das Filtrat wird in 2-l-PVC-Flaschen überführt und mit destilliertem Wasser auf 1 800 ml aufgefüllt. Ra-226 wird nach einer

Emanationsmethode bestimmt. Zuerst werden die Proben mit Stickstoff ausgespült, um Radon auszutreiben. Nach einer Standzeit von drei bis vier Wochen wird das aus dem Ra-226 nachgewachsene Rn-222 in eine Szintillationskammer überführt und die Alpha-Aktivität gemessen. Durch entsprechende rechnerische Korrekturen (Nachwachsen von Rn, Zählhausbeute, Gleichgewicht zwischen Rn-222 und seinen Folgeprodukten) wird die Ra-226-Konzentration bestimmt.

Für die Pb-210, Uran und Th-230 Untersuchungen werden die mit HF/HNO₃ aufgeschlossenen Proben zweimal mit konzentrierter HNO₃ abgeraucht und zweimal mit je 100 ml 1 N HNO₃ ausgekocht und filtriert. Die Filtrate werden vereinigt, mit H₂O auf 1 l aufgefüllt und für die folgenden Analysen aufgeteilt.

Pb-210 wird nach einer Anreicherung durch Fällungsaustauschreaktion an dünnen Zinksulfidschichten bestimmt (17).

Bis zu 1 l der vorfiltrierten Probenlösung (pH 3 mit NH₃ 25%ig eingestellt) wird durch eine auf einem Membranfilter frisch präparierte homogene Zinksulfidschicht filtriert. Die getrockneten Präparate werden auf einen PVC-Träger aufgeklebt und die schwache Beta-Strahlung des Pb-210 wird mit einem Plastik-Szintillator in einer Low-level-Anordnung gemessen.

Die Uranbestimmungen werden nach einer Abtrennung mit dem Anionenaustauscher Dowex 1 X8 (Nitrat-Form) (18) mit Hilfe eines Röntgenfluoreszenzspektrometers durchgeführt. Die Proben werden eingedampft und mit einer Lösung von 90 Vol.% Essigsäure/10 Vol.% 5 N HNO₃ versetzt und zum Kochen gebracht. Nach Abkühlen wird das Uran auf den obengenannten Austauscher adsorbiert, gewaschen und getrocknet.

Die homogene Schicht des Austauschers wird als Matrix für die folgenden energiedispersive Röntgenfluoreszenzanalyse des Urans verwendet.

Auch die Th-230-Analyse wird mit Dowex 1 X8, 50 - 100 mesh. Nitrat-Form durchgeführt (19). Zur Abtrennung wird ein Teil der aufgeschlossenen

Proben eingedampft, der Rückstand mit 10 ml 5 N HNO_3 zum Sieden erhitzt und mit 90 ml Methanol versetzt. Nach Abkühlen wird die Probenlösung mit Ionenaustauscher in Kontakt gebracht und mit Waschlösung (90 Vol.% Methanol/10 Vol.% 5 N HNO_3) gewaschen. Mit 1 N HNO_3 wird das Thorium eluiert, die Lösung eingedampft und eine elektrolytische Abscheidung mit Oxalat/HCl durchgeführt. Die Messung des Thoriums erfolgt durch Alpha-Spektrometrie.

Die erreichbare Nachweisgrenze liegt bei 3 μg Uran, 8 mBq Pb-210 und Ra-226 und 1 mBq Th-230 pro Probe.

Für Radium- und Uranbestimmungen können bis zu 10 g Bodenproben oder Asche benutzt werden. Die entsprechenden Mengen für Pb-210 und Th-230 betragen je 3 g.

Tab.1a: Mittlere Radonkonzentrationen (Bq/m^3) und Wetterdaten im Grubenbereich
Mähring/Poppenreuth 1982/1983.

	1982				1983				1984
	5 - 6	7 - 8	9 -10	11 - 1	2 - 4	5 - 6	7 - 8	9 -10	11 - 4
Betr. Gel. Höhenstein (H1-H4)	103	63	126	56	26	33	37	41	
Höhenstein Umgebung (H6-H9)	89	26	111	37	18	26	24	26	
Betr. Gel. Mähring (M1-M6)	96	44	92	30	30	33	41	37	30
Mähring Umgebung (M7-M13)	89	30	78	18	15	30	30	33	
Niederschlag (mm)	82	195	115	295	207	200	150	100	
Niederschlagshäufigkeit (%-Regentage)	55	59	44	71	77	60	27	41	
Windstille (%)	21	29	37	17	16	<1	<1	12	
Windstille/Niederschlag [(%/mm)x100]	26	15	32	6	9	<0.5	<0.6	12	

Tab.1b: Einzelwerte der Meßstellen "Mähring". Radonkonzentration (Bq/m^3).

Zeitraum	Meßstellen													M_T	M_L	
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13			
1982	5 - 6	85	118	111	85	85	85	89	67	104	89	85	96			
	7 - 8	37	56	48	48	33	44	11	26	44	33	33	30			
	9 -10		100	100	96	70	89	74	70	85	78	81				
	11 - 1	30	41	37	18	22	30	15	15	22	18	26	18			
1983	2 - 4	30	41	41	18	18	26	7	18	15	15	15	15	15	1147	629
	5 - 6	33	41	37	26	22	1	30	30	37	33	33	30	18	851	333
	7 - 8	44	44	44	41	22	37	22	33	37	30	33	30	18	703	185
	9 -10	41	48	33	44	22	26	26	22	56	33	41	26	26	481	111
1984	11 - 4	30	41	37	26	18	33								777	296

M1 - M6 = Grubengelände

M7 - M13 = Umgebung

M_T = Technikum

M_L = Labor

Tab. 1c: Einzelwerte der Meßstellen "Höhenstein".
Radonkonzentration (Bq/m^3).

Zeitraum	Meßstellen									M_R
	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	
1982 5- 6	100	111	81	122	92	96	81	89		
7- 8	63	78	30	85	52	30	30	15	30	
9-10	115	166	78	141	155	115	118	115	89	
11- 1	44	63		56	44	59	26		37	
1983 2- 4	18	30	22	33	33	15	15	18	18	
5- 6	18	48	30	33	52	30	26	22	30	22
7- 8	22	48	33	44	52	18	18	33	26	30
9-10	37	52	30	37	44	26	18	22	30	26

Tab. 2 : Vertikalprofil Höhenstein. Radonkonzentration (Bq/m^3).

Höhe (m)	Juli/August	September/Oktober
	1983	1983
0.3	63	56
0.6	52	48
0.9	41	44
1.2	41	41
1.5	30	41
2.0	26	41
5.0	22	22
8.5	26	26
12.0	22	30
15.5	15	33

Abb. 2A: Mähring / Poppenreuth. Febr. 1982 - Okt. 1983.

Windverteilung in %. C = Windstille = 16.9 %

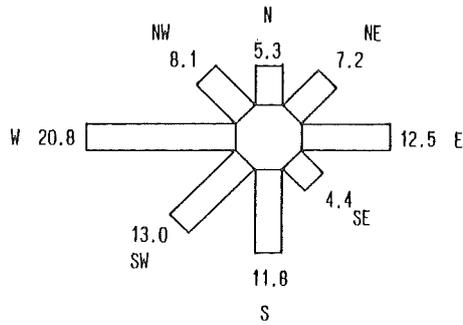
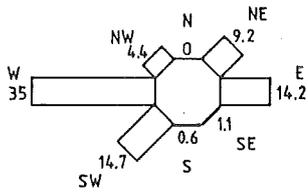


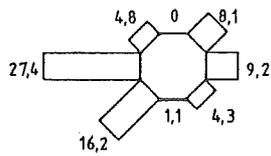
Abb. 2B: Mähring / Poppenreuth

Windverteilung in %. C = Windstille.



C = 20.8 %

Mai - Juni 1982

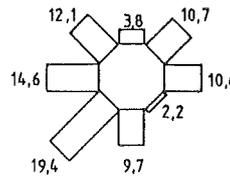


C = 29.0 %

Juli - August 1982

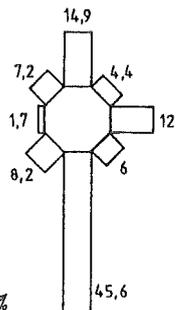
Abb. 2c: Mähring / Poppenreuth.

Windverteilung in %. C = Windstille.



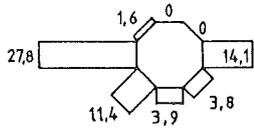
C = 16.4 %

Februar - April 1983



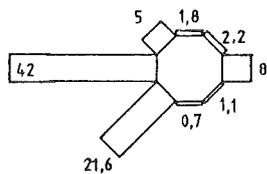
C = 0 %

Mai - Juni 1983



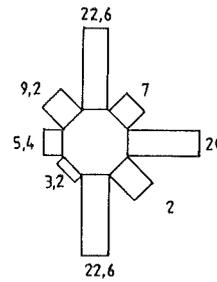
C = 37.4 %

September-Oktober 1982



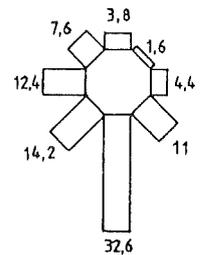
C = 17.5 %

November 1982- Januar 1983



C = 0 %

Juli - August 1983



C = 12.4 %

September-Oktober 1983

ABB.3A: Urangrube Maehring 1982.
Regenmenge.

Niederschlag
[mm/Tag]
40

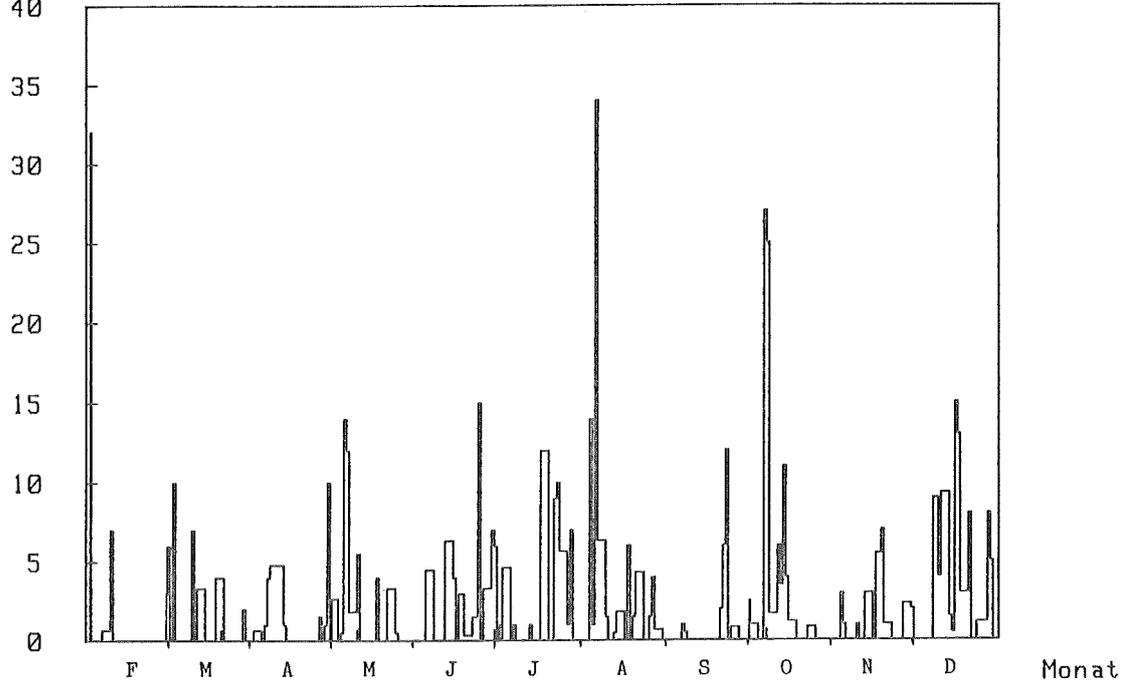
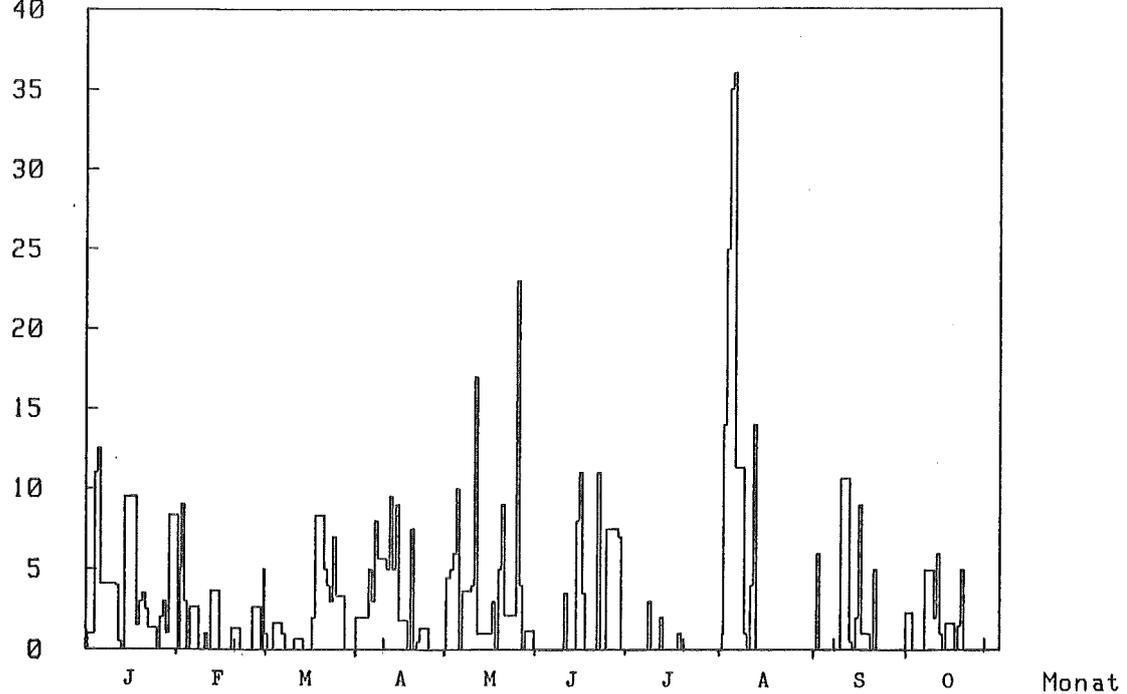


ABB.3B: Urangrube Maehring 1983.
Regenmenge.

Niederschlag
[mm/Tag]
40



Tab. 3a: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - LUFTSTAUBPROBEN (Betriebsgelände)

Probe	Probenahme- stelle	Datum	m ³	Uran ng/m ³	U-238 µBq/m ³	Pb-210 µBq/m ³	Ra-226 µBq/m ³
LM	1	30.4.82	450	66,0	813	392	70
LM	1	2.6.82	717	13,5	166	1365	566
LM	1	3.6.82	756	14,0	172	655	26
LM	1	4.6.82	337	24,8	306	629	163
LH	H*	2.6.82	135	141,8	1747	2912	714
LH	H	3.6.82	174	109,1	1342	2505	337
LH	H	4.6.82	60	123,1	1517	1617	462
LH	H	10.8.82	652	16,8	207	629	448
LH	H	11.8.82	796	15,4	189	555	352
LM	1	10.8.82	780	19,7	243	185	422
LM	1	11.8.82	798	11,0	135	222	459
LH	H	12.8.82	375	36,4	448	740	570
LH	H	12.8.82	382	25,5	314	333	562
LM	1	28.9.82	664	20,1	248	481	27
LM	2	28.9.82	562	10,2	125	444	33
LM	3	28.9.82	620	11,0	136	259	55
LM	1	29.9.82	890	10,2	126	481	32
LM	2	29.9.82	675	15,2	188	333	6
LM	3	29.9.82	894	19,1	235	370	12
LM	1	30.9.82	308	35,7	440	851	36
LM	2	30.9.82	289	28,5	351	740	117
LM	3	30.9.82	310	9,9	122	555	114

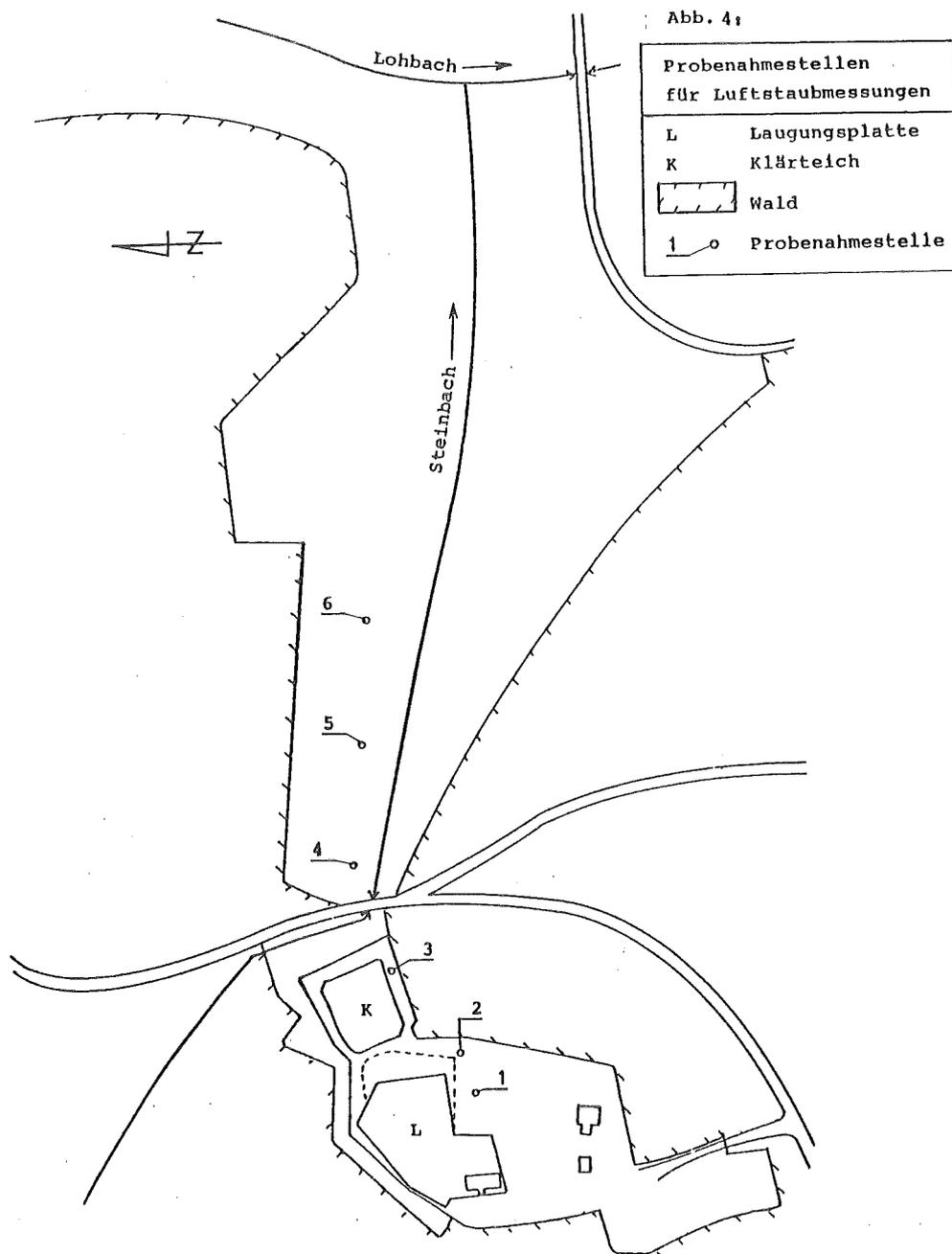
*Höhenstein Grubengelände

Tab. 3b: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - LUFTSTAUBPROBEN (Betriebsgelände)

Probe	Probenahme- stelle	Datum	m ³	Uran ng/m ³	U-238 µBq/m ³	Pb-210 µBq/m ³	Ra-226 µBq/m ³
LM	2	28.4.83	674,4	< 8	< 100	437	130
LM	1	28.4.83	678,4	< 8	< 100	115	61
LM	2	29.4.83	321,0	< 17	< 200	947	250
LM	1	29.4.83	327,2	< 17	< 200	48	104
LM	1	29.6.83	514,5	< 11	< 135	392	33
LM	2	29.6.83	781,5	< 8	< 100	100	30
LM	3	29.6.83	495,0	< 11	< 135	189	47
LM	1	30.6.83	522,0	< 11	< 135	459	77
LM	2	30.6.83	779,4	< 8	< 100	218	30
LM	3	30.6.83	564,9	< 11	< 135	100	37
LM	2	27.9.83	791,2	< 8	< 100	320	26
LM	3	27.9.83	748,0	< 8	< 100	811	30
LM	2	28.9.83	769,3	< 9	< 100	356	22
LM	3	28.9.83	738,9	< 8	< 100	338	8

Tab. 3c: MAHRING / POPPENREUTH 1983 - LUFTSTAUBPROBEN (außerhalb des Betriebsgeländes)

Probe	Probenahme- stelle	Datum	m ³	Uran ng/m ³	U-238 μBq/m ³	Pb-210 μBq/m ³	Ra-226 μBq/m ³
LM	4	29.4.83	534,0	<11	<135	115	21
LM	5	29.4.83	501,0	<11	<135	163	67
LM	4	30.6.83	572,0	<11	<135	96	88
LM	5	30.6.83	557,7	<11	<135	207	29
LM	4	27.9.83	719,2	(123,8)	(1511)	356	76
LM	5	27.9.83	791,2	<8	<100	85	80
LM	6	27.9.83	647,3	<8	<100	165	95
LM	4	28.9.83	693,2	<8	<100	280	17
LM	5	28.9.83	799,8	<8	<100	208	60
LM	6	28.9.83	662,7	<8	<100	251	41



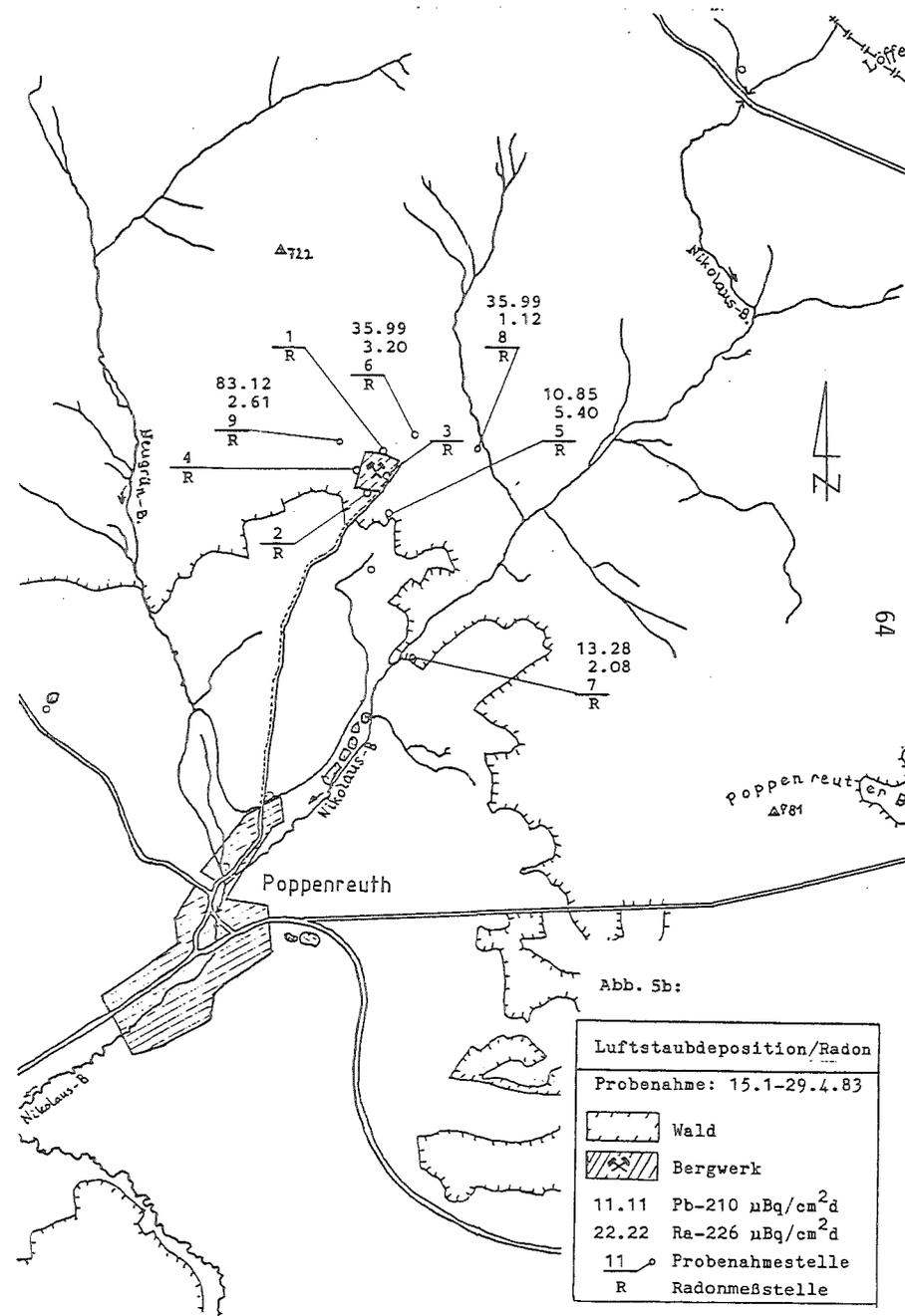
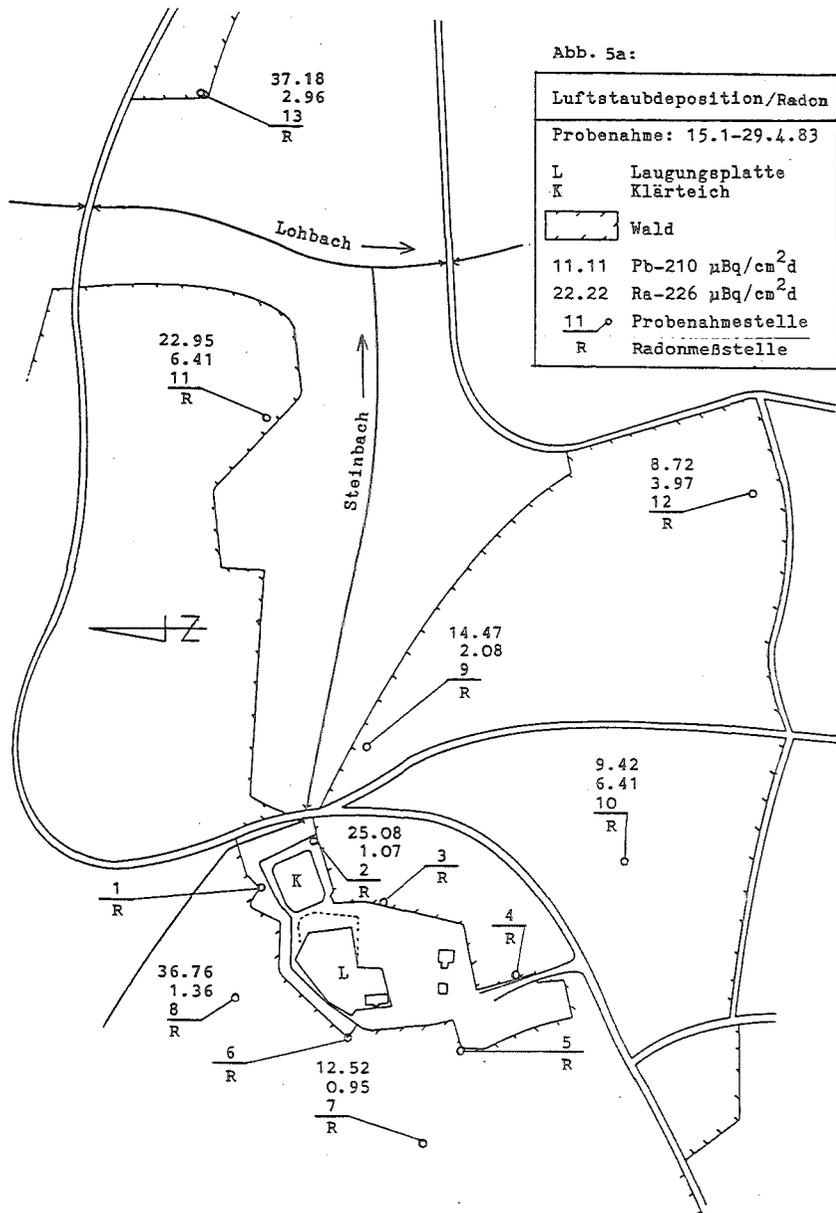
Tab. 4a:

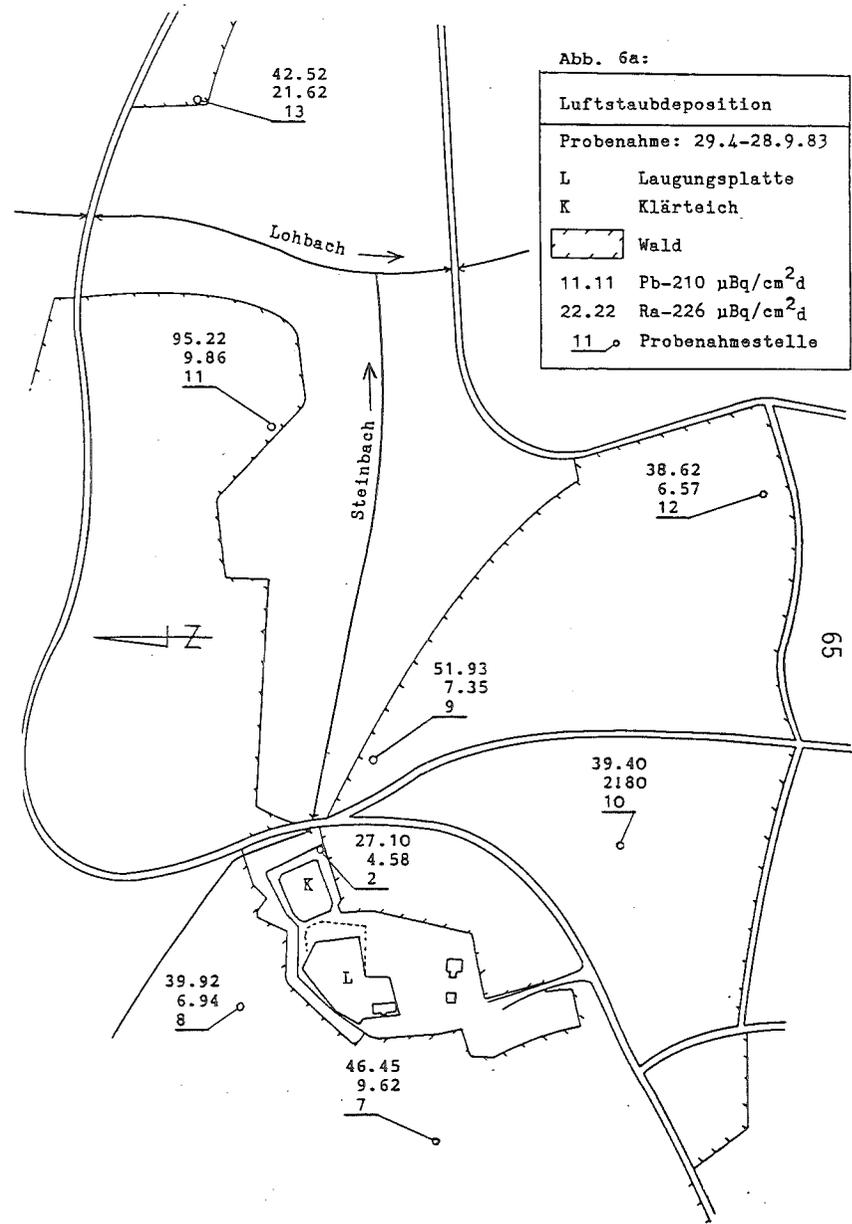
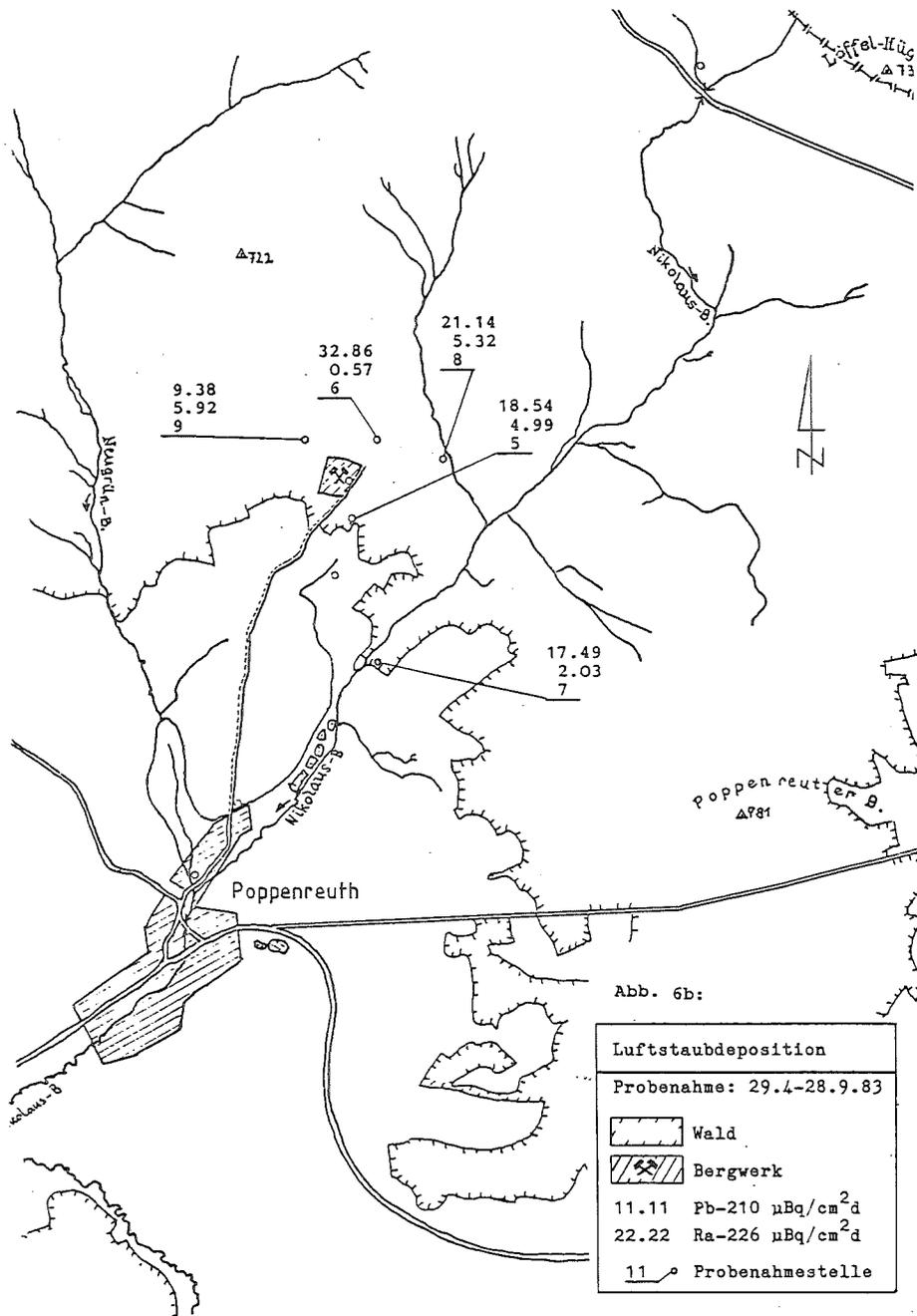
MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - GESAMTE DEPOSITION

Probe	Datum	Uran µg/Probe	Ra-226 mBq/Probe	Pb-210 mBq/Probe	Ra-226 µBq/cm ² d	Pb-210 µBq/cm ² d
M 2	15.1.-29.4.83	<0,5	6,7	156,5	1,07	25,08
M 7	"	"	5,9	78,1	0,95	12,52
M 8	"	"	8,5	229,4	1,36	36,76
M 9	"	"	13,0	90,3	2,08	14,47
M 10	"	"	40,0	58,8	6,41	9,42
M 11	"	"	40,0	143,2	6,41	22,95
M 12	"	"	24,8	54,4	3,97	8,72
M 13	"	"	18,5	232,0	2,96	37,18
H 5	"	"	33,7	67,7	5,40	10,85
H 6	"	"	20,0	224,6	3,20	35,99
H 7	"	"	13,0	82,9	2,08	13,28
H 8	"	"	7,0	224,6	1,12	35,99
H 9	"	"	16,3	518,7	2,61	83,12
M 2	29.4.-28.9.83	<0,5	41,8	247,2	4,58	27,10
M 7	"	"	87,7	423,6	9,62	46,45
M 8	"	"	59,2	364,1	6,49	39,92
M 9	"	"	67,0	473,6	7,35	51,93
M 10	"	"	25,5	359,3	2,80	39,40
M 11	"	"	89,9	868,4	9,86	95,22
M 12	"	"	59,9	352,2	6,57	38,62
M 13	"	"	197,2	387,8	21,62	42,52
H 5	"	"	45,5	169,1	4,99	18,54
H 6	"	"	5,2	299,7	0,57	32,86
H 7	"	"	18,5	159,5	2,03	17,49
H 8	"	"	48,5	192,8	5,32	21,14
H 9	"	"	54,0	85,5	5,92	9,38

Tab. 4b: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - GESAMTE DEPOSITION

Probe	Probenahme	Ra-226 mBq	Pb-210 mBq	Ra-226 mBq/cm ² a	Pb-210 mBq/cm ² a	Pb-210/Ra-226
M 2	15.1.-28.9.83	48,5	403,7	1,15	9,59	8,32
M 7	"	96,6	501,7	2,22	11,92	5,19
M 8	"	67,7	593,5	1,61	14,10	8,76
M 9	"	80,0	563,9	1,90	13,40	7,05
M 10	"	65,5	418,1	1,56	9,94	6,38
M 11	"	129,9	1011,6	3,09	24,04	7,79
M 12	"	84,7	406,6	2,01	9,66	4,80
M 13	"	215,7	619,8	5,13	14,73	2,87
H 5	"	79,2	236,1	1,88	5,63	2,98
H 6	"	25,2	524,3	0,60	12,46	20,80
H 7	"	31,5	242,4	0,75	5,76	7,69
H 8	"	55,5	417,4	1,32	9,92	7,52
H 9	"	70,3	604,2	1,67	14,36	8,59





Tab.5a: Literaturwerte der Pb-210 - und Ra-226 - Konzentrationen in der Luft

Pb-210 [μ Bq/m ³]	Ra-226 [μ Bq/m ³]	Pb-210 Deposition [m Bq/cm ² · a]	Literatur
525,4			Winkler et al. 1) BRD
366,3		25,9	Talbot et al. 2) USA
		8,5-15,8	Turekian et al. 3) West-Europa
		8,8-33,3	Moor et al. 4) USA
		20	Nozaki et al. 5) USA
		20	Fisenne 6) USA
403,3		11,1-31,4	Knuth et al. 7) USA
325,6-1480	59,2-100		Schüttelkopf et al. 8) BRD
	5,9- 44,4		Schüttelkopf et al. 9) BRD
300-1100			Kiefer et al. 10) BRD
518	3,7		Schüttelkopf et al. 11) BRD

Tab. 5b:

Mähring / Poppenreuth

Mittlere Konzentrationen in verschiedenen Probenmaterialien

Probenahme	Pb-210	Ra-226	Pb-210/Ra-226
Luftstaubproben			
Grubengelände 1982	784	253	3.09
1983	345	63	5.48
Grubenumgebung 1983 (μ Bq/m ³)	192	57	3.37
Pflanzenproben (mBq/g Asche)			
1982-1983	443	55	8.03
Bodenproben (mBq/g Asche)			
1982-1983	41	47	0.87
Wasserproben (mBq/l)			
1982-1983	289	196	1.47

Tab.5c: Mittelwerte der häufigsten Verteilung.

	Pb-210	Ra-226
Luftstaubproben (inkl. Betriebsgelände) (μ Bq/m ³)	371.7	54.4
Wasserproben (mBq/l)	95.0	52.9
Pflanzenproben (mBq/g Asche)	178.8	40.7
Bodenproben (mBq/g Asche)	30.1	36.5
landwirtschaftlich genutzte Flächen (mBq/g Asche)	25.0	26.0

Tab. 6 : Mähring/Poppenreuth 1982-1983.

Windverteilung und Niederschläge an Probenahmetagen.

Probenahme	Windrichtung	Windstärke (1-12)	Niederschlag (mm)	
			3 Vortage / Meßtag	
30.4.82	S	3	11	0
2.6.82	E	3	0	0
3.6.82	E	3		0
4.6.82	E	2		0
10.8.82	S	2	21	0
11.8.82	S	2		0
12.8.82	S	2		0
28.9.82	S	2	3	0
29.9.82	NE	3		0
30.9.82	NE	2		0
28.4.83	S	4	0	0
29.4.83	SW	4		0
29.6.83	S	2	37	0
30.6.83	S	3		0
27.9.83	W	2	0	0
28.9.83	N	2		0

Tab. 7 a: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - BODENPROBEN

Probe	Datum	Trockengewicht (% frisch)	Aschegewicht (% trocken)	Uran µg/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche
B 1/1	30.4.82	30.84	22.35			45.9
B 29/1	"	64.05	88.63			26.3
B 3/1	"	74.84	91.46			27.8
B 4/1	"	27.61	41.27			45.1
B 5/1	"	88.57	96.24			21.1
B 6/1	"	54.35	80.50			14.4
B 16/1	"	71.72	92.94			73.6
B 17/1	"	73.45	93.76			17.4
B 1/2	2.6.-4.6.82	69.63	84.74	3,3	21.1	50.3
B 2/2	"	77.94	95.07	7,7	27.0	35.2
B 3/2	"	73.76	93.00	4,3	11.1	22.6
B 4/2	"	38.17	4.25	22,3	342.2	60.7
B 5/2	"	91.40	94.28	8,7	93.2	62.5
B 6/2	"	78.40	94.12	3,9	21.8	19.2
B 7/2	"	86.96	95.34	2,1	20.7	17.4
B 8/2	"	83.99	96.27	4,6	22.2	11.1
B 9/2	"	86.25	96.34	4,3	47.0	17.8
B 10/2	"	85.49	95.37	1,8	20.0	34.8
B 11/2	"	71.00	87.43	7,4	22.2	14.8

Tab. 7 b: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - BODENPROBEN

Probe	Datum	Trockengewicht (% frisch)	Aschegewicht (% trocken)	Uran µg/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche
B 12/2	2.6.-4. 6.82	80.17	93.60	3,9	31.4	20.7
B 13/2	"	81.46	97.05	4,9	35.9	31.4
B 14/2	"	51.66	76.61	2,4	24.0	19.6
B 15/2	"	85.05	96.21	10,6	23.7	25.5
B 16/2	"	78.14	95.46	4,9	45.9	65.9
B 17/2	"	77.09	93.47	1,5	21.8	204.6
B 18/2	"	81.13	92.69	4,8	53.6	17.8
B 19/2	"	79.89	94.10	5,0	32.6	31.4
B 20/2	"	87.56	93.92	2,5	3.3	15.9
B 24/2	"	72.13	85.49	1,5	9.6	15.5

Tab. 7 c: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - BODENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Ra-226 mBq/g Asche
B 1/3	10.-12.8.82	65.13	85.27	35.9
B 2/3	"	70.39	92.28	40.7
B 3/3	"	84.03	91.56	19.2
B 4/3	"	46.50	4.27	71.4
B 5/3	"	87.66	96.64	57.7
B 6/3	"	76.55	94.77	92.2
B 7/3	"	83.02	90.20	23.3
B 8/3	"	76.97	92.65	16.8
B 9/3	"	81.54	95.61	15.5
B 10/3	"	80.41	94.63	14.4
B 11/3	"	46.71	70.65	23.3
B 12/3	"	53.51	86.71	27.4
B 13/3	"	78.76	94.27	23.3
B 14/3	"	80.65	92.85	14.8
B 15/3	"	83.05	94.85	21.8
B 16/3	"	72.06	91.44	65.9
B 17/3	"	79.30	94.60	29.2
B 18/3	"	87.22	96.68	23.7
B 19/3	"	72.11	92.25	57.4
B 20/3	"	81.01	95.81	37.4

Tab. 7 d: MAHRING / POPPENREUTH 1982 - BODENPROBEN

Probe	Datum	Ascherückstand (% trocken)	Ra-226 mBq/g Asche
B 1/4	28.-30.9.82	85.82	38.1
B 2/4	"	87.03	41.4
B 3/4	"	91.72	25.9
B 4/4	"	9.63	75.8
B 5/4	"	92.86	41.1
B 6/7	"	93.83	22.9
B 7/4	"	95.19	32.2
B 8/4	"	89.85	31.1
B 9/4	"	89.85	35.5
B 10/4	"	91.73	26.6
B 11/4	"	92.20	28.9
B 12/4	"	92.20	26.6
B 13/4	"	96.43	31.1
B 14/4	"	96.09	26.6
B 15/4	"	90.06	21.1
B 16/4	"	92.72	98.0
B 17/4	"	91.89	38.8
B 18/4	"	91.73	22.2
B 19/4	"	88.77	51.1
B 20/4	"	92.96	28.1

Tab. 7 e: MAHRING / POPPENREUTH 1983 - BODENPROBEN

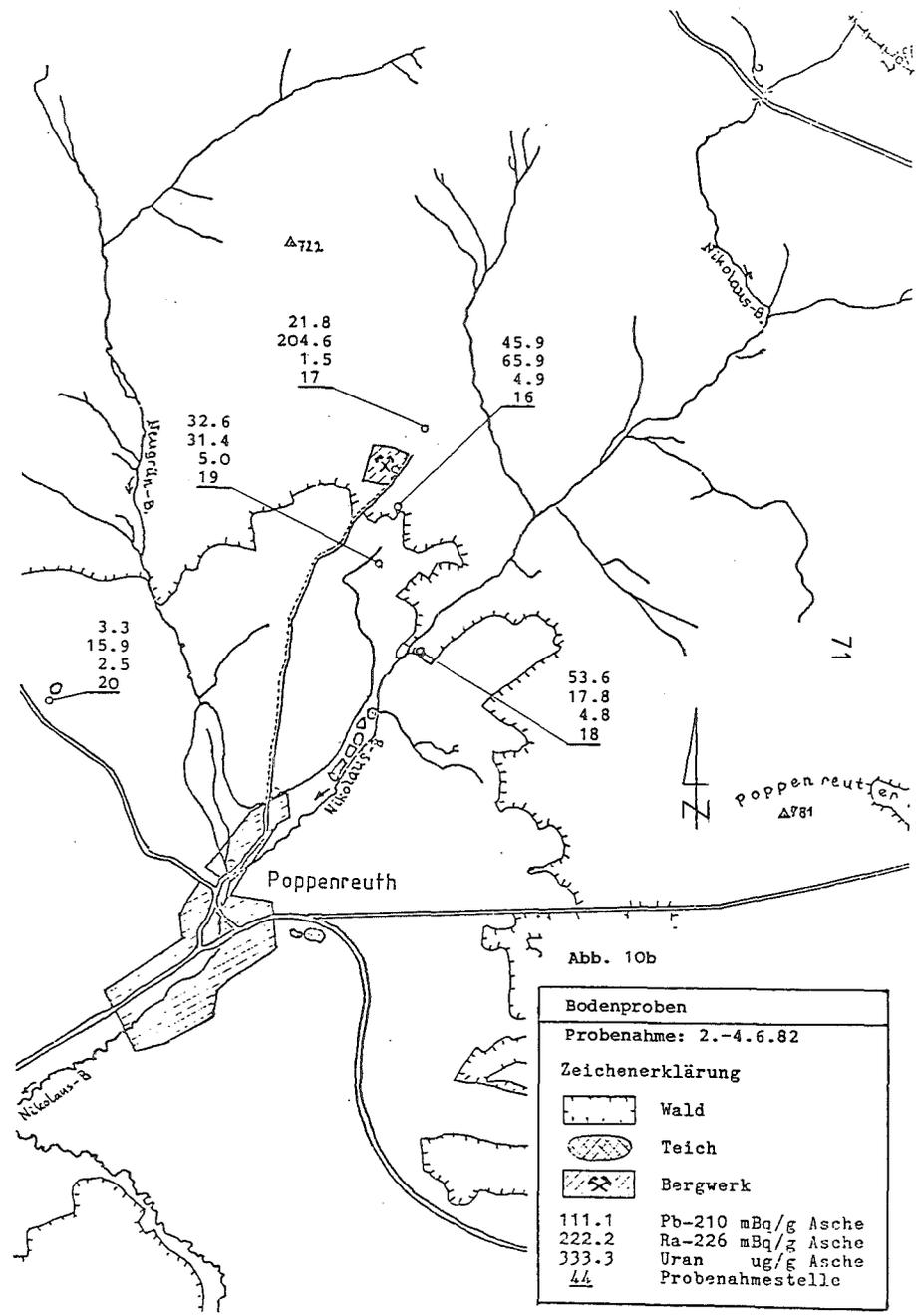
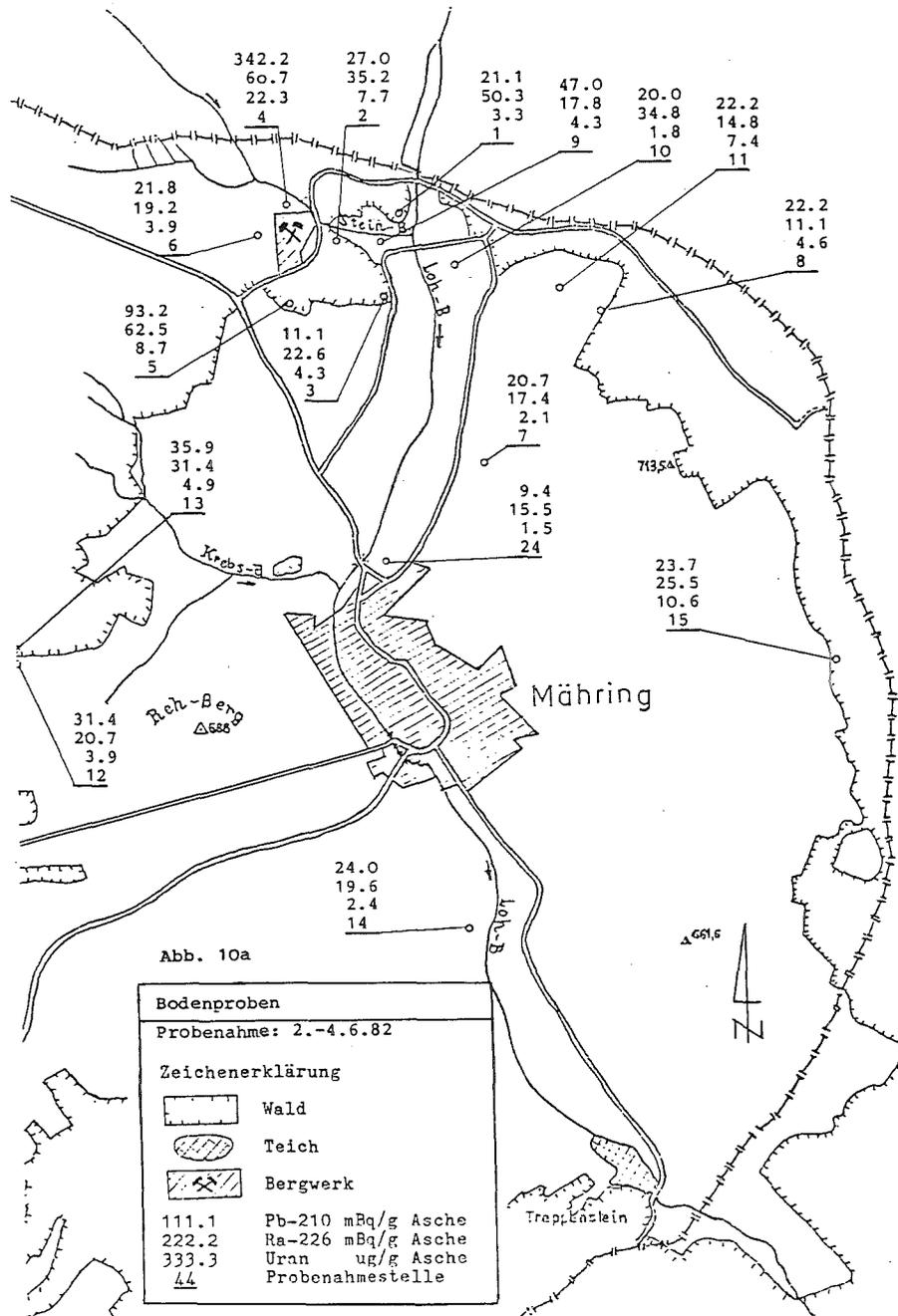
Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
B 1	30.6.83	73,21	87,02	<0,5	74,8	68,0
B 2	"	75,19	91,19	"	120,3	37,0
B 5	"	89,48	94,55	"	72,0	44,6
B 6	"	69,24	91,27	"	77,0	32,9
B 9	"	84,15	91,65	"	62,2	47,2
B 10	"	83,69	92,73	"	49,1	12,7
B 16	"	76,26	92,84	"	143,5	44,6
B 17	"	75,88	91,89	"	70,5	50,0
B 19	"	81,70	92,34	"	112,2	43,3
B 30	"	75,20	94,97	"	105,9	23,0
B 32	"	83,55	92,12	"	71,1	23,7
B 33	"	86,27	86,61	"	301,1	86,2
B 42	"	92,19	89,69	"	51,5	26,8
B 43	"	84,48	91,45	"	97,9	8,1
B 44	"	88,90	91,68	"	58,1	55,3
B 45	"	79,30	88,59	"	66,0	29,7
B 46	"	82,62	91,84	"	6,4	36,7
Gemüsegarten 5	"	83,54	89,04	"	60,2	5,4

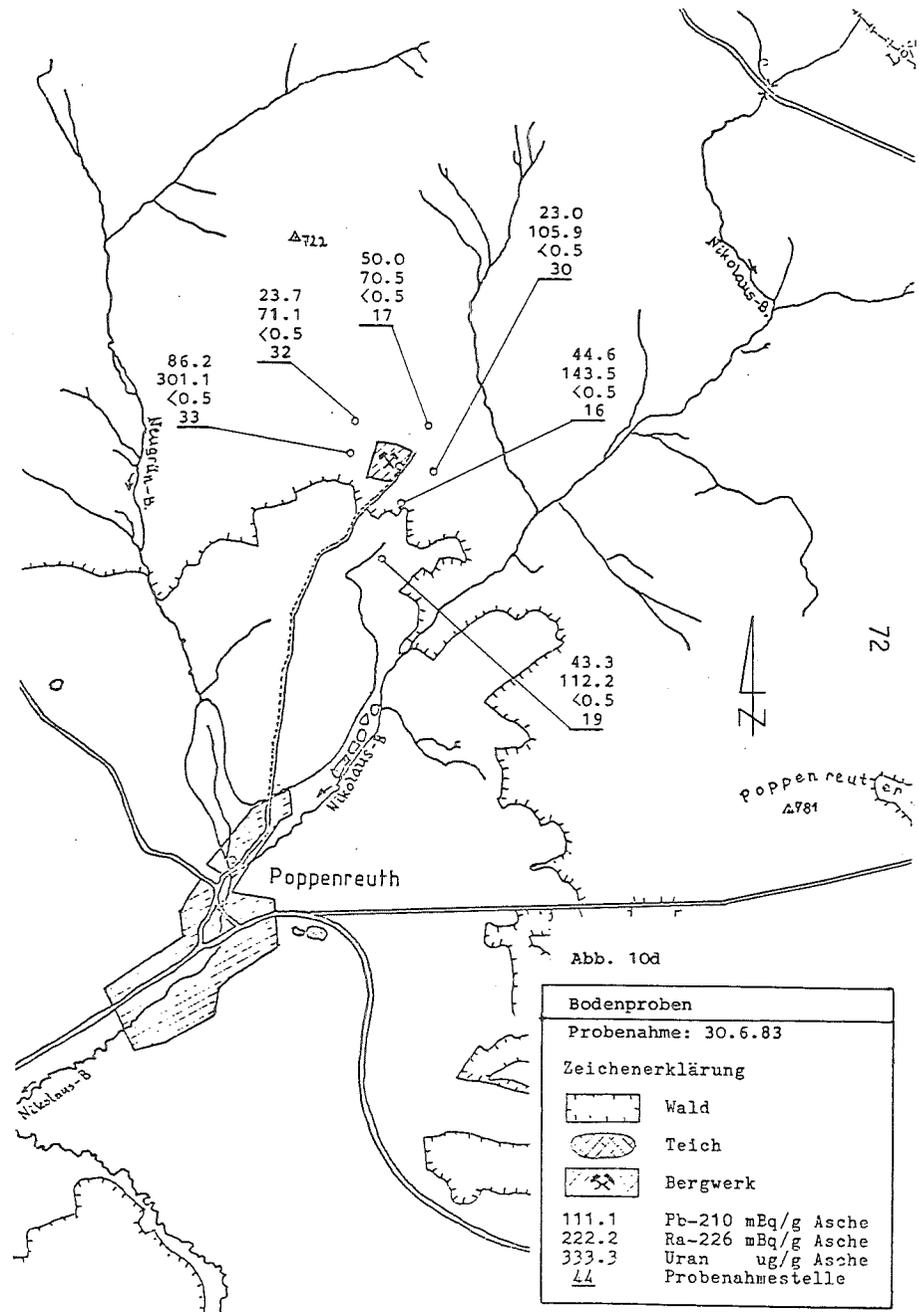
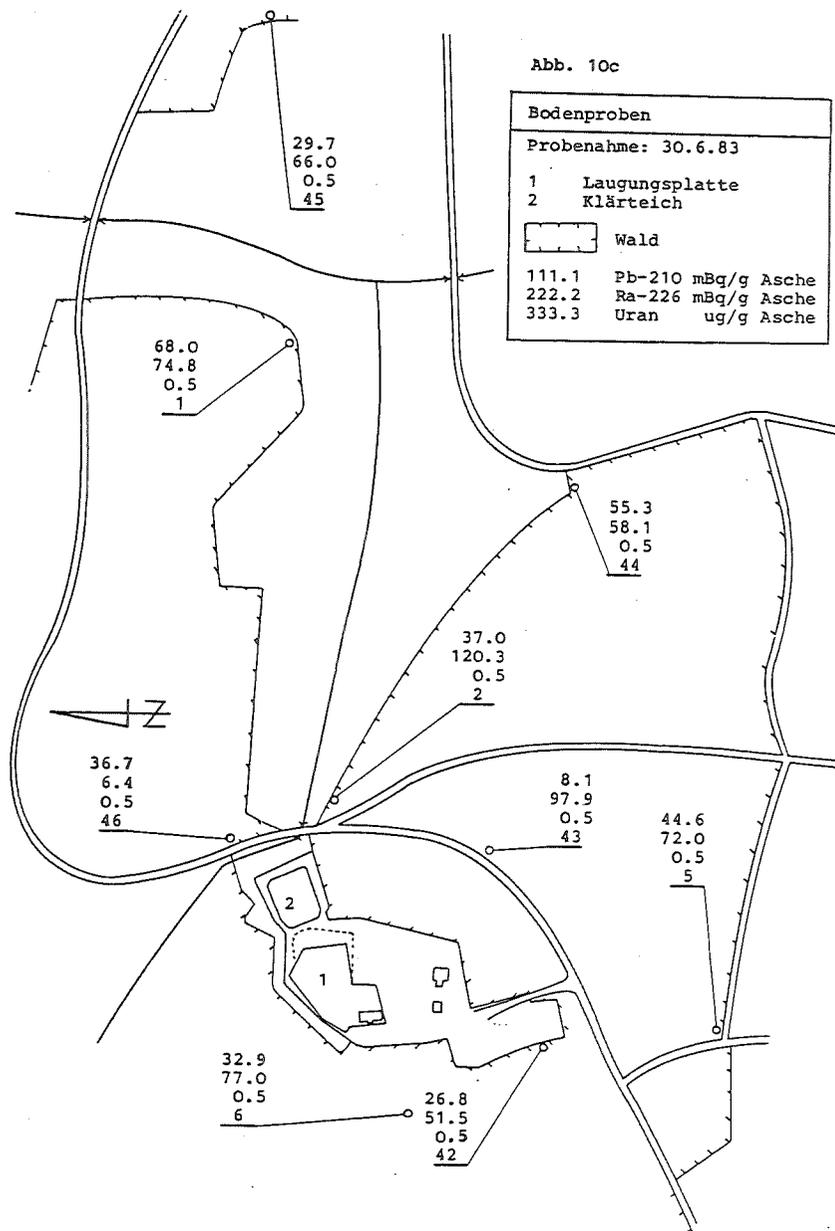
Tab. 8: Mähring und Höhenstein 1982 - 1983

Bodenproben

Probenahme- Beschreibung
stelle

- | | |
|----|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 | Wiese. Ackerboden. Mischprobe 10 - 20 cm tief |
| 2 | Humus + Horizont A 20 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probe 20 - 25 cm tief (Lehm). |
| 3 | Humus + Horizont A 15 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probe 15 - 20 cm tief (Lehm + Sand). |
| 4 | Torf. Kein B Horizont gefunden. Mischprobe 40 - 50 cm tief. |
| 5 | Rapsfeld. Probenahme wie bei 1 |
| 6 | Humus + Horizont A 10 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Lehm). |
| 7 | Humus + Horizont A 3 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 5 - 10 cm tief (Sand + Steine). |
| 8 | Humus + Horizont A 10 cm. Schwache Grenze zu Horizont B.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Sand) |
| 9 | Humus + Horizont A 20 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 20 - 25 cm tief (Lehm + Steine). |
| 10 | Wiese. Probenahme wie bei 1 |
| 11 | Wiese, Probenahme wie bei 1 |
| 12 | Wiese. Probenahme wie bei 1 |
| 13 | Humus + Horizont A 10 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Lehm und Sand). |
| 14 | Wiese. Probenahme wie bei 1. |
| 15 | Humus + Horizont A 8 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Lehm + Sand + Felsen) |
| 16 | Humus + Horizont A 15 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 15 - 20 cm tief (Lehm + Felsen) |
| 18 | Wiese. Probenahme wie bei 1 |
| 19 | Wiese. Probenahme wie bei 1. |
| 20 | Wiese. Probenahme wie bei 1. |
| 24 | Wiese. Probenahme wie bei 1. |
| 30 | Humus + Horizont A 10 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Lehm und Sand). |
| 32 | Humus + Horizont A 15 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 15 - 20 cm tief (Lehm und Sand). |
| 33 | Beschreibung und Probenahme wie bei 32. |
| 42 | Humus + Horizont A 10 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Lehm). |
| 43 | Beschreibung und Probenahme wie bei 30 |
| 44 | Beschreibung und Probenahme wie bei 32 |
| 45 | Humus + Horizont A 10 cm. Horizont B gut abgegrenzt.
Probenahme 10 - 15 cm tief (Sand und Steine) |
| 46 | Beschreibung und Probenahme wie bei 30 |





Tab. 9: MAEHRING / POPPENREUTH - BODENPROFIL

Probe	Tiefe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	U-238 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g	Pb-210 mBq/g Asche
BP 1	0- 4 cm	29.9.82	75,14	82,79	2,47	30,3	64,0	133,9
BP 2	4- 8 cm	"	79,08	88,51	2,47	33,3	49,6	80,3
BP 3	8-12 cm	"	82,19	90,86	2,57	31,4	54,4	47,4
BP 4	12-16 cm	"	81,52	91,51	1,00	12,2	45,5	14,4
BP 5	16-20 cm	"	92,88	98,45	1,11	13,7	35,5	22,9
BP 6	20-30 cm	"	93,00	98,44	<0,5	<6,3	21,8	62,5
BP 7	30-40 cm	"	91,88	98,66	1,71	20,7	34,0	48,8
BP 8	40-50 cm	"	81,14	96,62	<0,5	<6,3	52,5	71,0
BP 9	50-60 cm	"	82,03	96,92	<0,5	<6,3	56,2	51,8
BP 10	60-70 cm	"	74,58	94,21	<0,5	<6,3	46,2	51,8
BP 11	70-80 cm	"	67,42	89,47	<0,5	<6,3	44,4	43,3
BP 12	80-90 cm	"	64,43	90,43	1,44	17,8	47,0	87,7
BP 13	90-100 cm	"	97,20	99,54	2,19	26,6	74,4	81,0
BP 1	0- 5 cm	1.7.83	78,19	85,32	2,63	32,11	75,8	85,1
BP 2	5-10 cm	"	80,45	91,01	2,09	25,52	51,1	36,6
BP 3	10-15 cm	"	82,27	92,19	3,17	38,71	52,2	31,1
BP 4	15-20 cm	"	90,01	98,72	2,65	32,36	38,5	13,3
BP 5	20-30 cm	"	94,52	99,01	2,28	27,84	46,2	28,9
BP 6	30-40 cm	"	92,40	98,55	3,06	37,36	60,7	40,0
BP 7	40-50 cm	"	93,20	98,24	2,47	30,16	38,5	42,6
BP 8	50-60 cm	"	89,40	97,89	2,25	27,47	37,7	45,1
BP 9	60-70 cm	"	95,57	98,51	0,93	11,36	22,2	46,6
BP 10	70-80 cm	"	79,19	94,37	1,69	20,63	31,1	32,9
BP 11	80-90 cm	"	83,02	92,18	1,74	21,25	42,2	27,8
BP 12	90-100 cm	"	92,73	98,61	1,15	14,04	37,4	44,4

Tab. 10: MAEHRING / POPPENREUTH - BODENPROFIL 29.9.1982

Probe	Tiefe	Ti [µg/g]	Fe [µg/g]	Cu [µg/g]	Zn [µg/g]	Rb [µg/g]	Sr [µg/g]	Pb [µg/g]
BP1	0 - 4 cm	5772	22623	13,7	67,1	193,7	70,2	52,6
BP2	4 - 8 cm	5104	19344	12,9	54,2	197,8	69,5	34,3
BP3	8 -12 cm	4209	16964	12,3	47,5	191,0	64,6	26,2
BP4	12 -16 cm	3503	17389	9,1	46,2	175,0	62,2	28,2
BP5	16 -20 cm	2797	11826	9,7	37,2	178,9	65,0	14,6
BP6	20 -30 cm	2271	12683	8,1	36,7	185,7	56,8	13,6
BP7	30 -40 cm	2488	9557	8,6	29,2	169,6	74,0	15,3
BP8	40 -50 cm	2723	12003	8,2	42,0	184,2	98,8	17,6
BP9	50 -60 cm	2783	11797	8,0	36,8	194,1	102,2	20,2
BP10	60 -70 cm	3120	10227	10,2	38,0	182,8	76,6	12,6
BP11	70 -80 cm	3849	9270	11,6	35,7	193,5	66,2	16,8
BP12	80 -90 cm	3949	7681	9,6	31,4	192,2	58,6	20,0
BP13	90-100 cm	6716	39516	4,7	249,7	189,9	60,9	11,5

Abb.12a: Bodenprofil September 1982 Mähring.
 Ti (*) [mg/g] , U nat.(+) [ug/g].

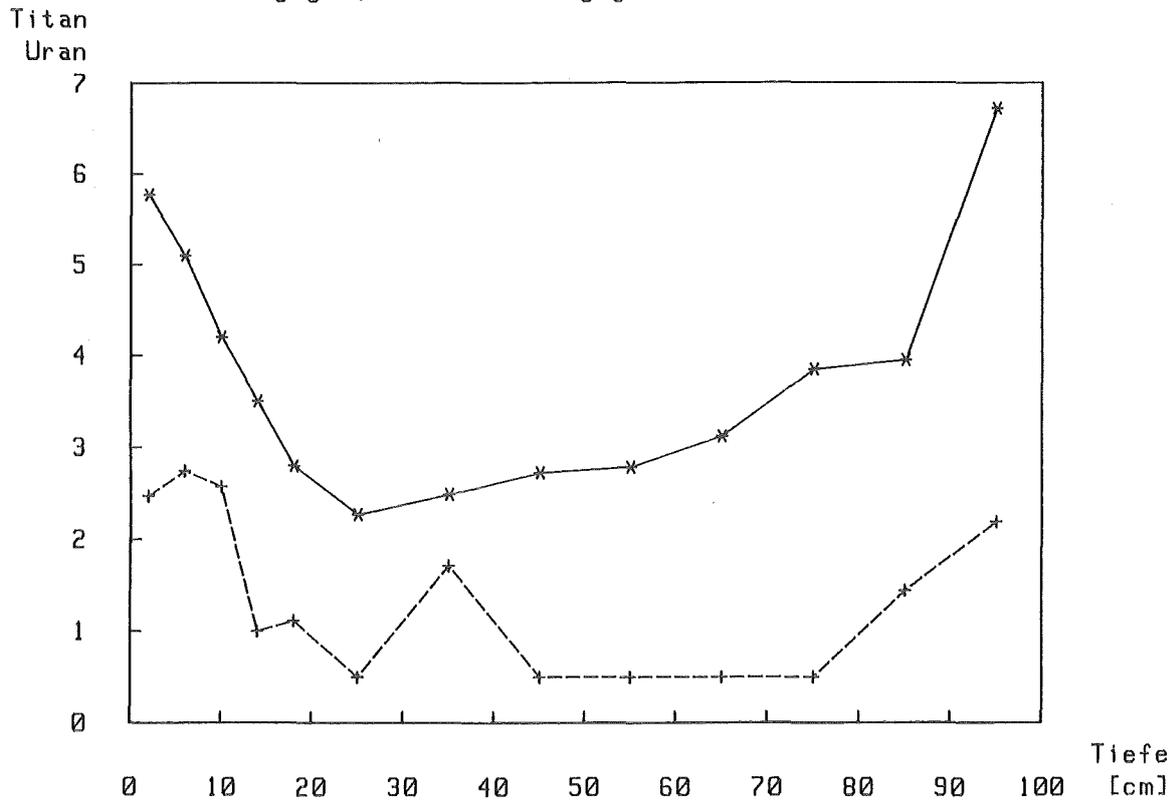


Abb.12b: Bodenprofil September 1982 Mähring:

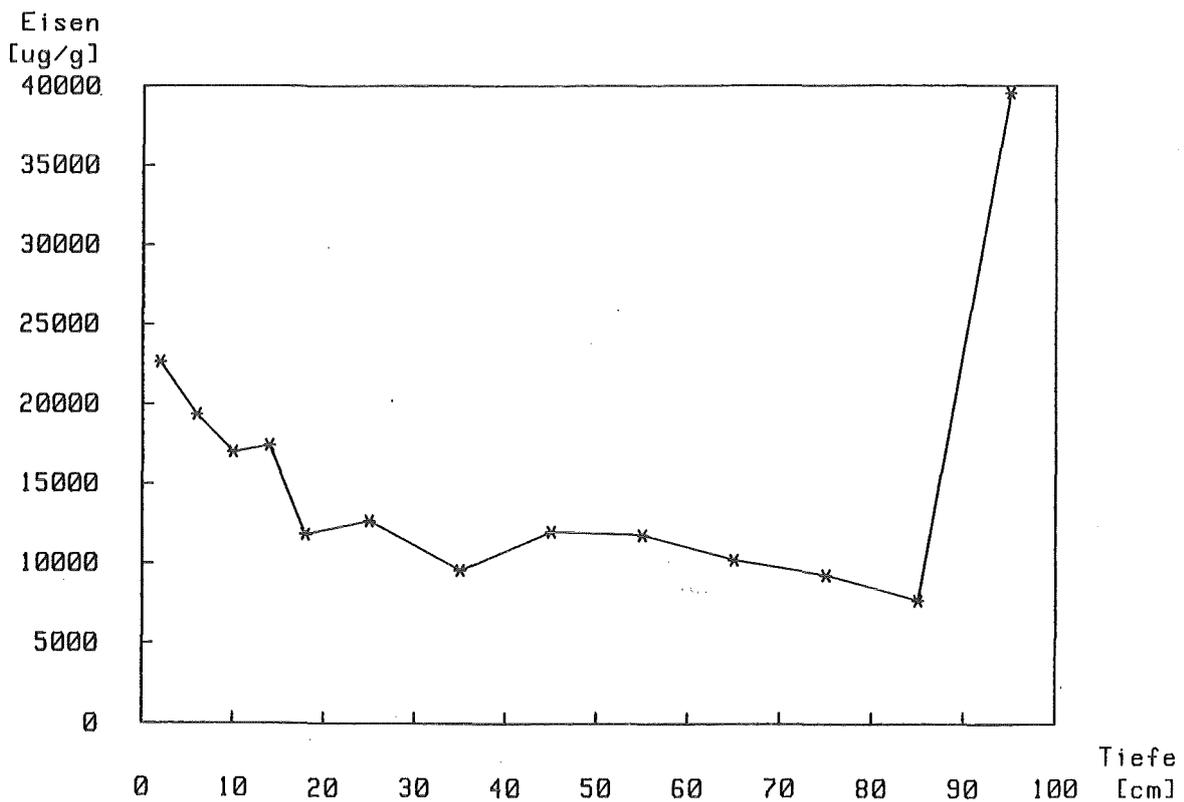


Abb.12c: Bodenprofil September 1982 Mähring.

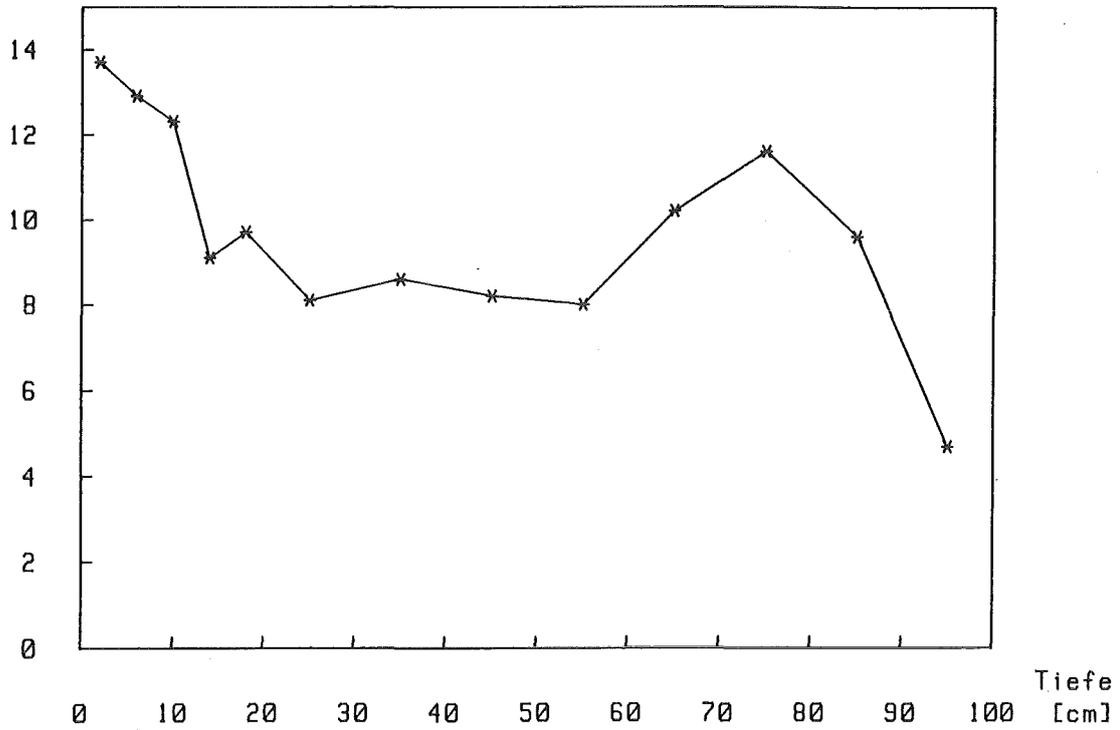
Kupfer
[ug/g]

Abb.12d: Bodenprofil September 1982 Mähring.

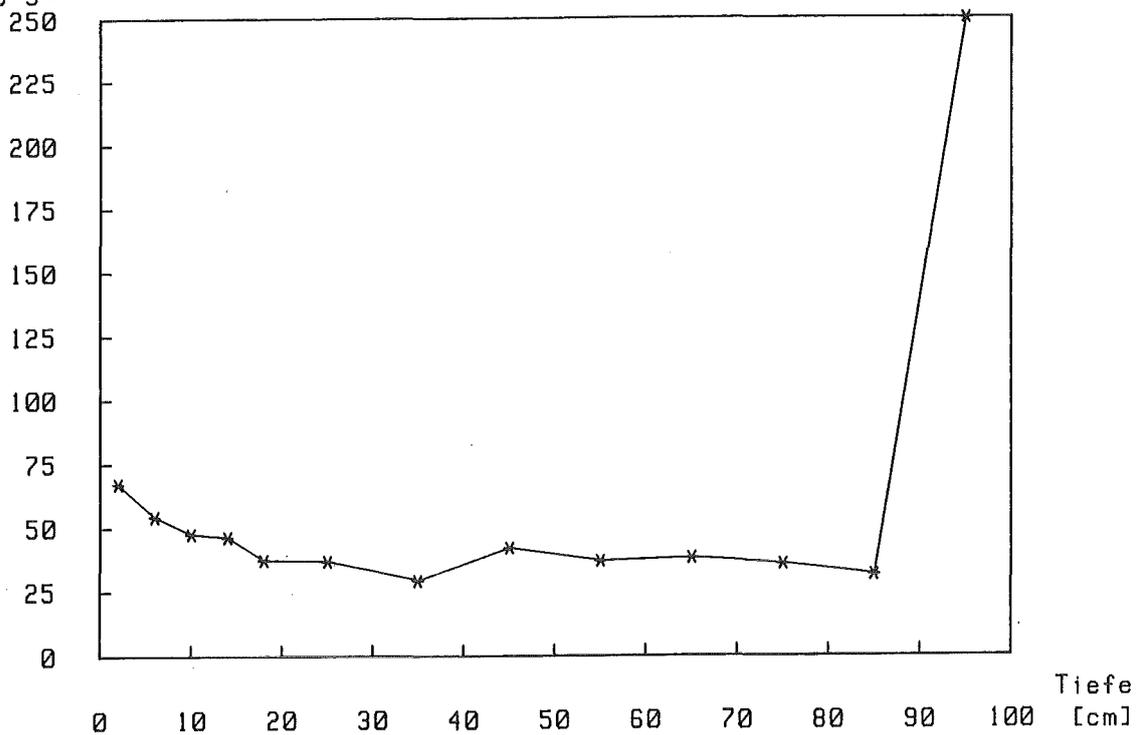
Zink
[ug/g]

Abb.12e: Bodenprofil September 1982 Mähring.

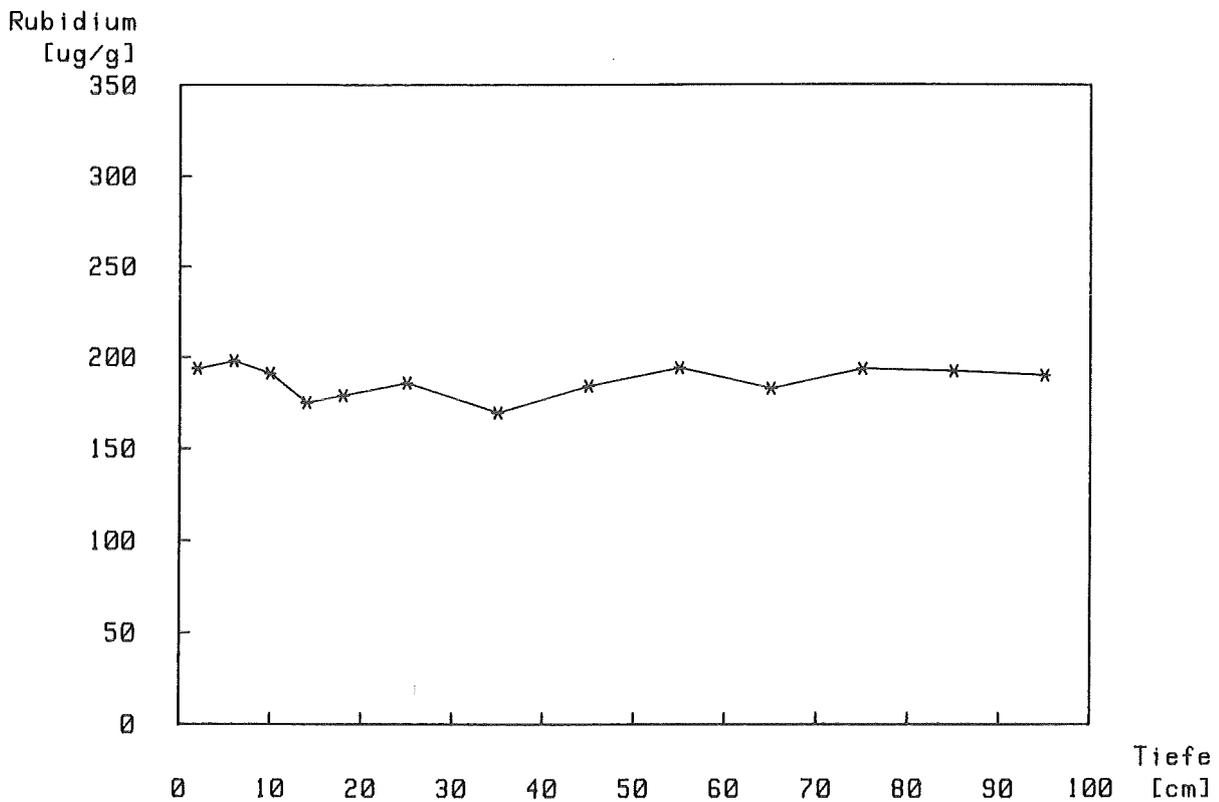
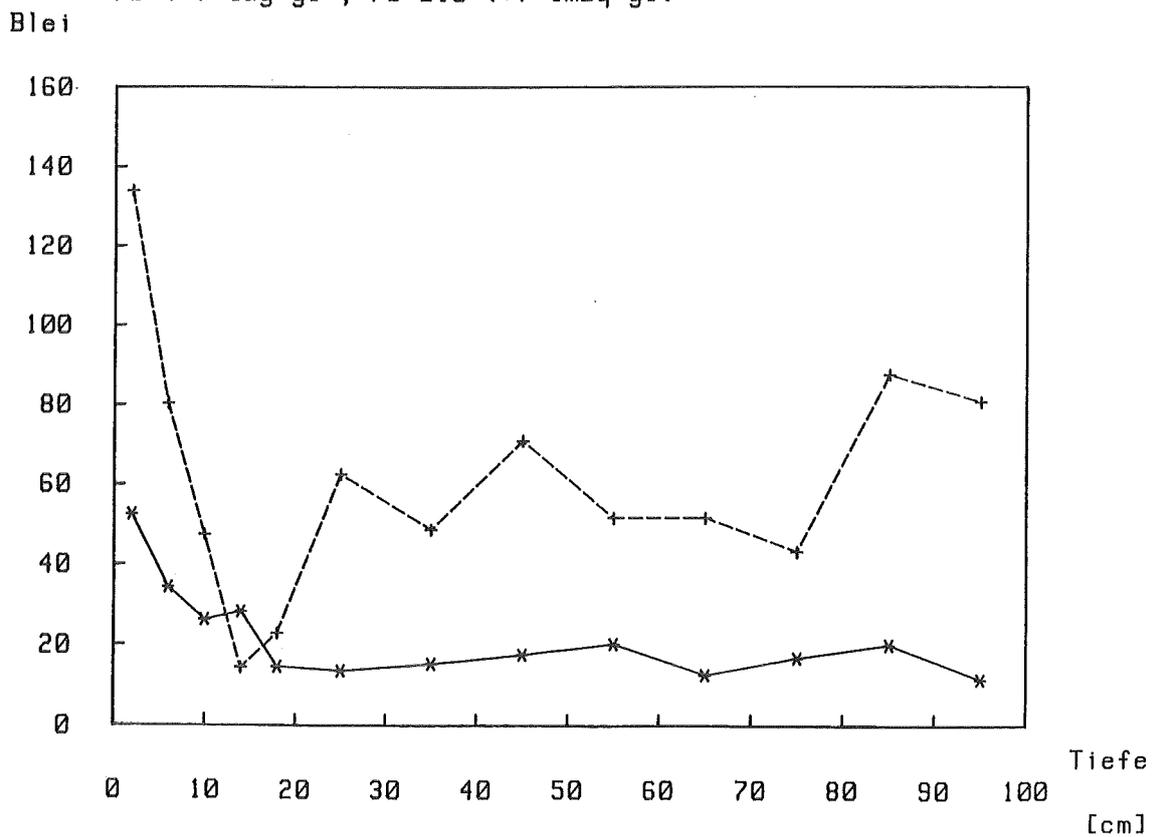
Abb.12f: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Pb (*) [ug/g] , Pb-210 (+) [mBq/g].

Abb.12g: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Sr (*) [$\mu\text{g/g}$] , Ra-226 (+) [mBq/g].

Strontium
Radium

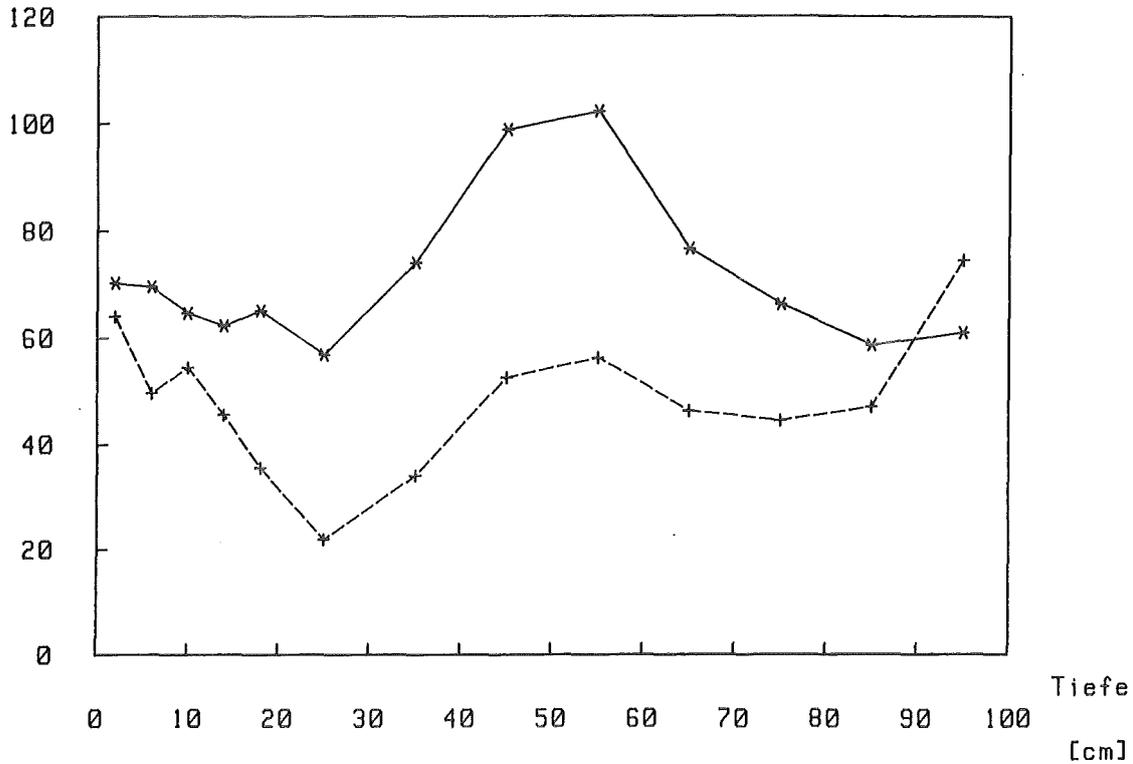


Abb.13a: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Korrelation Ra-226 mit Strontium B-Horizont.

Sr [$\mu\text{g/g}$]

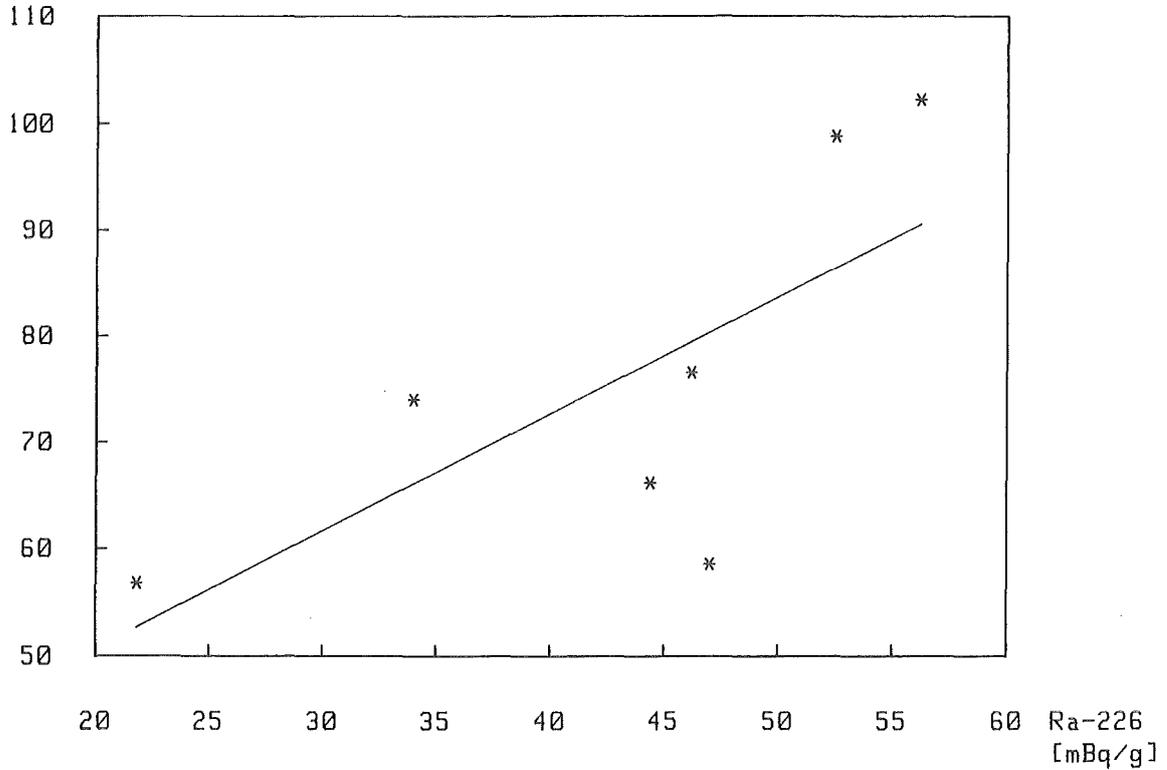
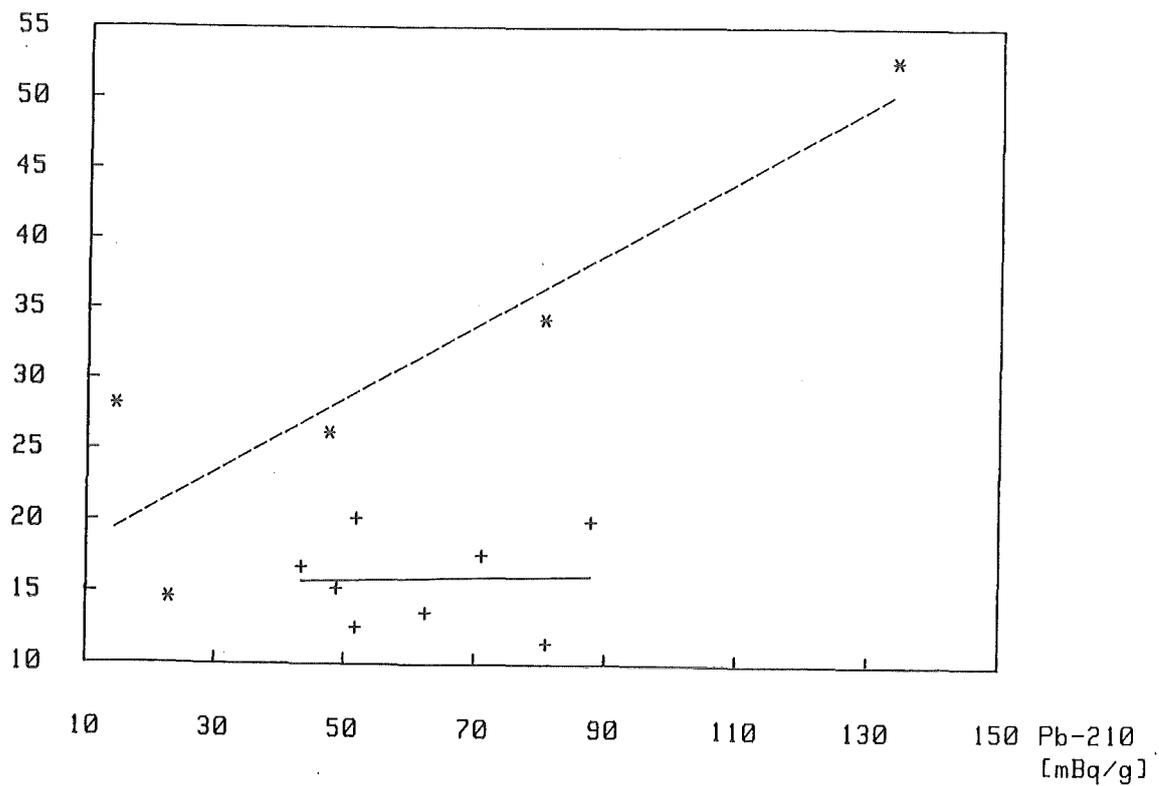


Abb.13b: Bodenprofil September 1982 Mähring.
Korrelation Pb-210 mit Blei. B-Horizont(+); A-Horizont(*).

Pb [$\mu\text{g/g}$]



Tab. 11 a: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - Wasserproben

Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Ra-226 mBq/l
W 21	30.4.82	-	-	138.4	49.6
W 22	"	-	-	3.7	53.6
W 23	"	-	-	277.9	29.2
W 27	"	-	-	8.5	34.4
W 28	"	-	-	86.6	48.1
W 21	2.-4.6.82	108.37	1335.3	909.8	635.3
W 22	"	1.40	18.1	46.6	28.9
W 23	"	362.78	4469.6	560.2	711.9
W 24	"	203.49	2507.1	570.5	767.4
W 25	"	23.95	295.3	0.6	14.8
W 26	"	3.16	38.8	2.6	14.4
W 27	"	12.25	151.0	129.1	122.1
W 28	"	134.37	1655.8	1097.4	355.2
W 21	21.6.-2.7.82	-	-	1016.8	502.1
W 22	"	-	-	161.7	69.9
W 23	"	-	-	590.2	60.3
W 24	"	-	-	483.6	77.7
W 25	"	-	-	78.4	16.3

Tab. 11 b: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - Wasserproben

Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Ra-226 mBq/l
W 21	5.-16.7.82	-	-	1225.1	911.7
W 22	"	-	-	54.0	18.1
W 23	"	-	-	300.8	48.8
W 24	"	-	-	757.8	68.8
W 25	"	-	-	402.2	19.2
W 26	"	-	-	142.8	41.4
W 27	"	-	-	421.4	24.8
W 28	"	-	-	740.7	91.4
W 21	10.-11.8.82	-	-	667.5	626.8
W 22	"	-	-	330.4	16.6
W 23	"	-	-	544.3	30.0
W 24	"	-	-	594.2	84.7
W 25	"	-	-	189.4	17.8
W 26	10.8.82	-	-	180.6	15.5
W 27	"	-	-	343.7	431.4
W 28	"	-	-	575.0	469.9
W 26	11.8.82	-	-	-	20.7
W 27	"	-	-	-	92.9
W 28	"	-	-	-	564.6

Tab. 11 c: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - Wasserproben

Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Ra-226 mBq/l
W 21	16.-27.8.82	-	-	-	326.3
W 22	"	-	-	-	26.3
W 23	"	-	-	-	33.7
W 24	"	-	-	-	71.8
W 25	"	-	-	-	21.5
W 26	16.-20.8.82	-	-	-	13.3
W 27	"	-	-	-	6.3
W 28	"	-	-	-	42.9
W 21	30.8.-10.9.82	-	-	-	256.0
W 22	"	-	-	-	6.7
W 23	"	-	-	-	62.9
W 24	"	-	-	-	109.2
W 25	"	-	-	-	25.2
W 21	13.-24.9.82	144.58	1781.2	1021.2	319.7
W 22	"	0.92	11.5	141.3	46.2
W 23	"	220.16	2712.5	892.8	71.4
W 24	"	153.46	1890.7	363.3	96.9
W 25	"	5.43	67.0	74.4	15.9
W 26	"	101.35	1248.8	334.5	512.1
W 27	"	49.50	609.8	217.9	98.4
W 28	"	196.10	2416.1	1109.6	869.5
Fischteich Treppenstein	24.9.82	62.5	763.7	266.4	15.9

Tab. 11 d: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - Wasserproben

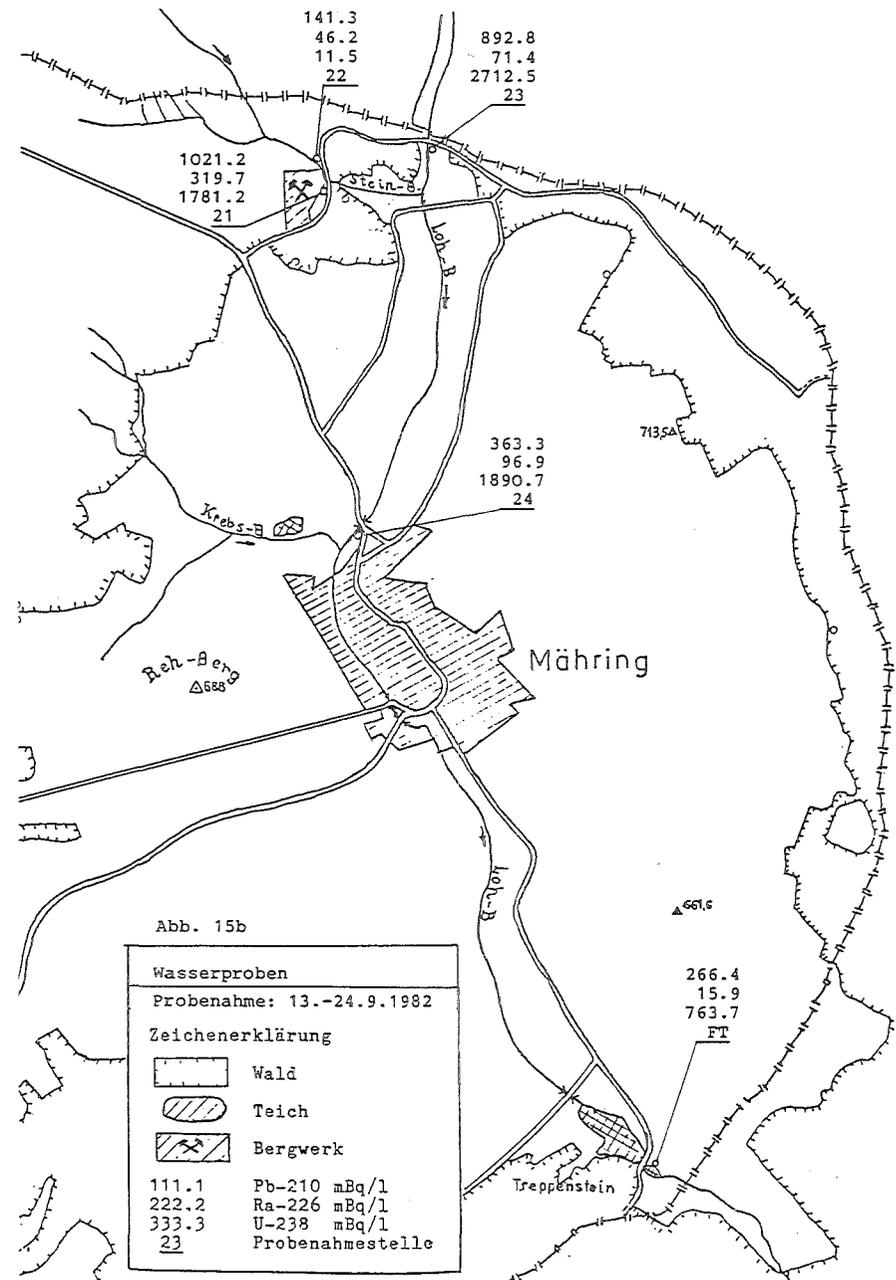
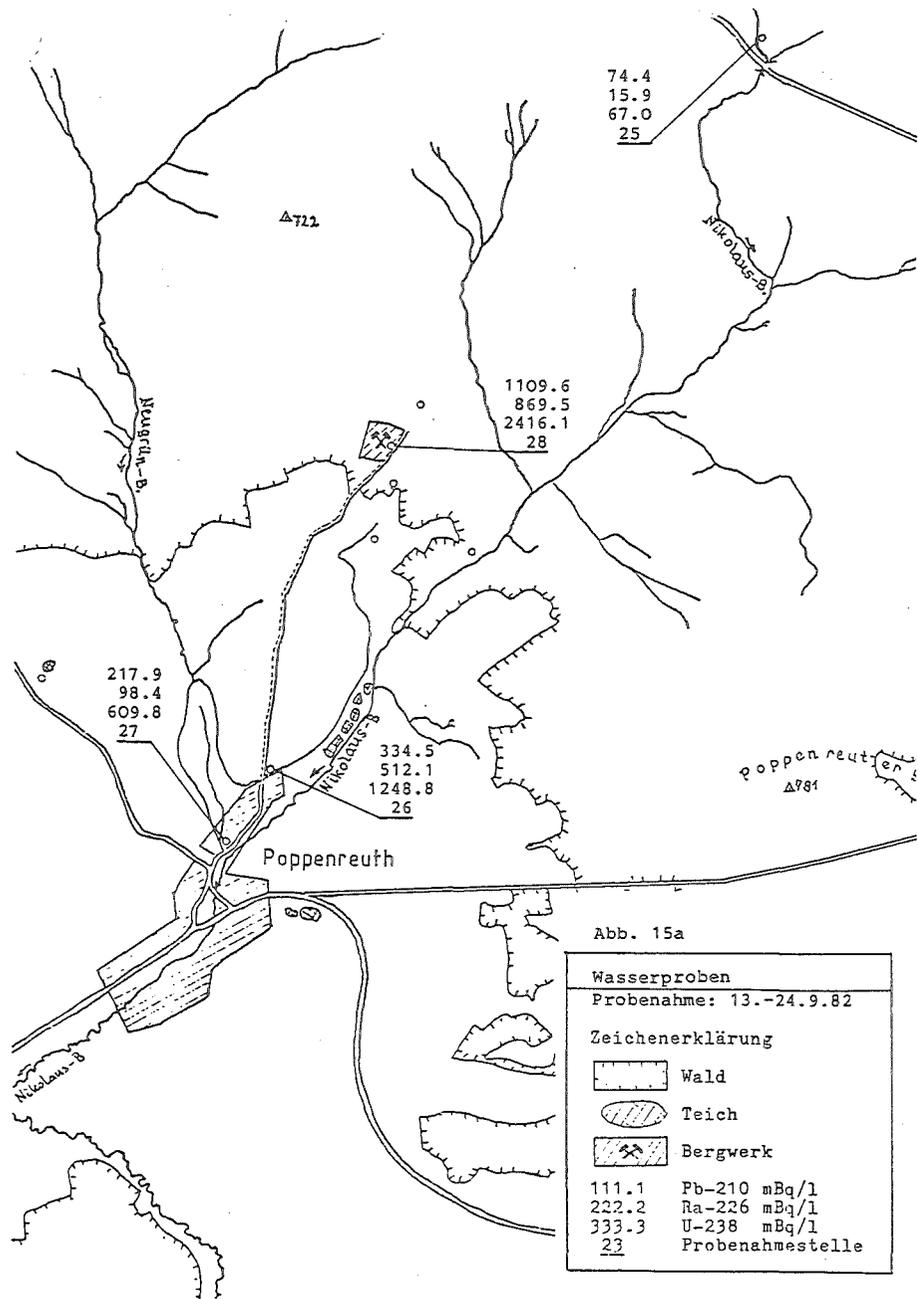
Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Ra-226 mBq/l
W 21	27.-30.9.82	-	-	-	192.1
W 22	"	-	-	-	13.3
W 23	"	-	-	-	54.4
W 24	"	-	-	-	413.3
W 25	"	-	-	-	6.3
W 26	"	-	-	-	1440.4
W 27	"	-	-	-	105.8
W 28	"	-	-	-	2409.4
Quelle Treppenstein	"	<3	<36,6	29.5	14.8
Harlistbrunnen Poppenreuth	"	<3	<36.6	14.1	20.4

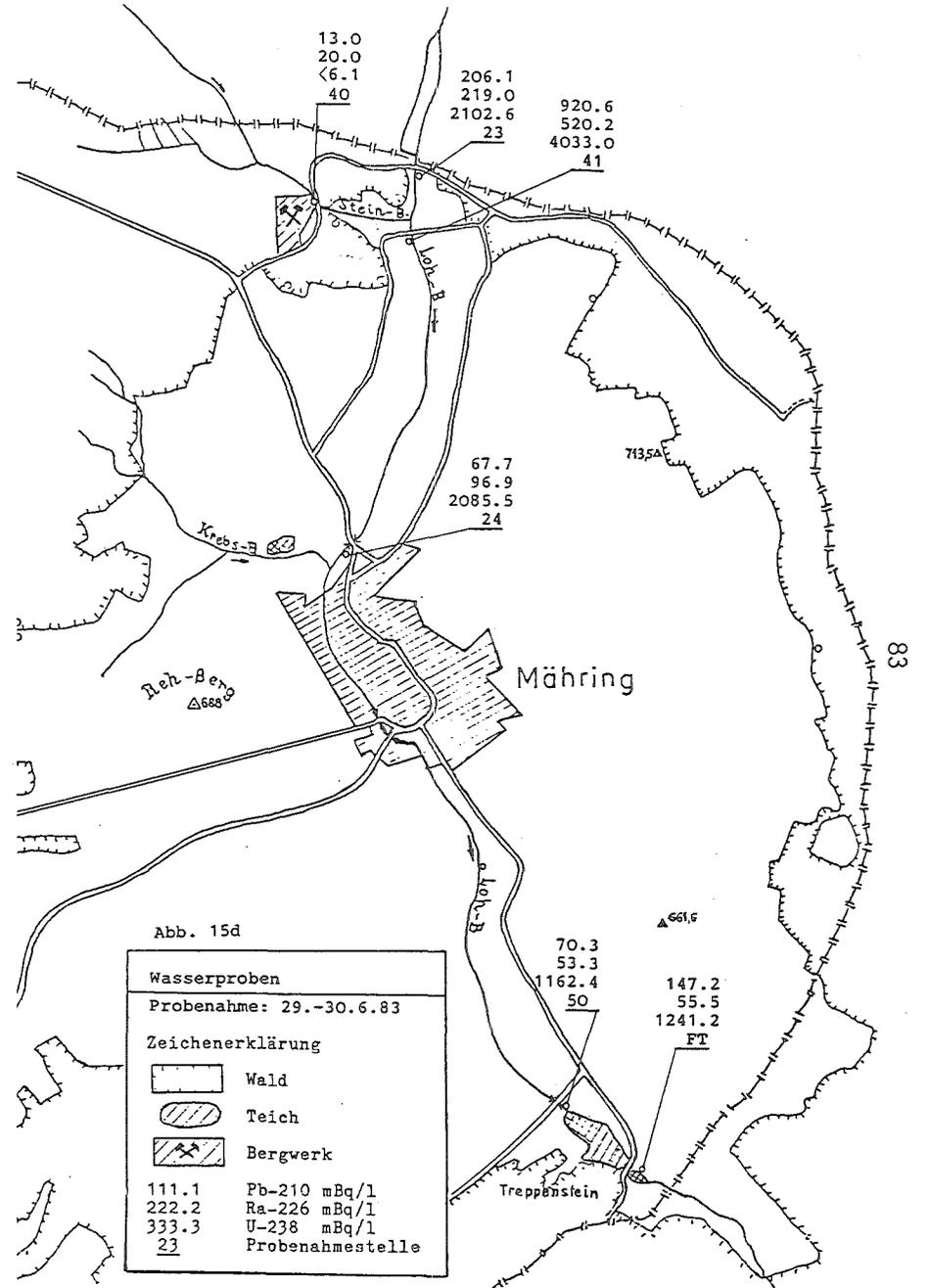
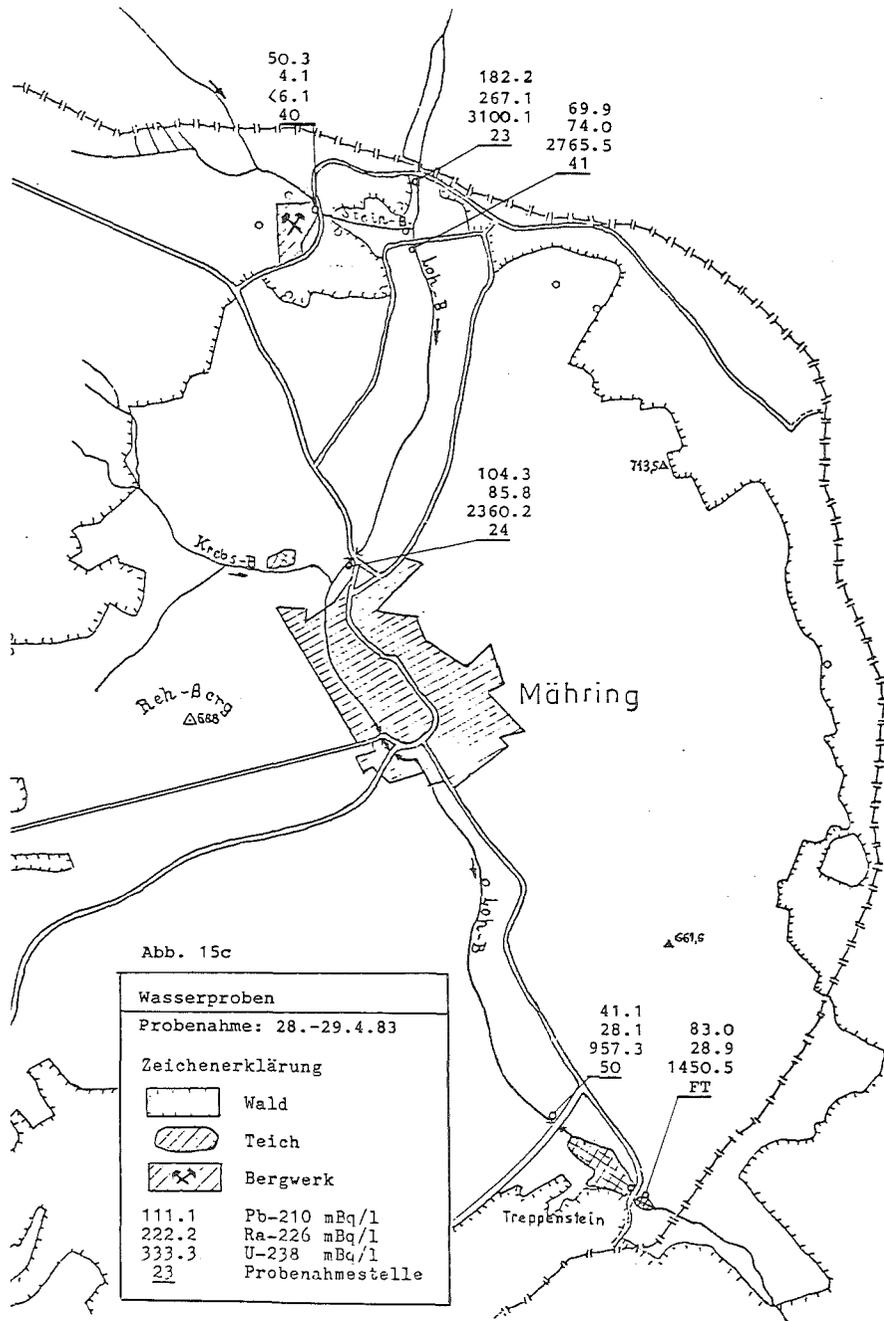
Tab. 11 e: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - WASSERPROBEN

Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Ra-226 mBq/l	Pb-210 mBq/l
W 23	28.-29.4.83	253,9	3100,1	267,1	182,2
W 24	"	193,3	2360,2	85,8	104,3
W 25	"	140,3	1713,1	1763,4	814,7
W 27	"	<3,0	<36,6	34,8	48,8
W 40	"	<3,0	<36,6	4,1	50,3
W 41	"	226,5	2765,6	74,0	69,9
W 50	"	78,4	957,3	28,1	41,1
Fischteich Treppenstein	"	118,8	1450,5	28,9	83,0
W 23	29.-30.6.83	172,2	2102,6	219,0	206,1
W 24	"	170,8	2085,5	96,9	67,7
W 25	"	<3,0	<36,6	7,4	2,6
W 27	"	28,9	352,9	25,5	75,5
W 40	"	<3,0	<36,6	20,0	13,0
W 41	"	330,3	4033,0	920,6	520,2
W 50	"	95,2	1162,4	53,3	70,3
Fischteich Treppenstein	"	101,6	1241,3	55,5	147,2
Quelle Treppenstein	"	<3,0	<36,6	21,8	104,3
St. Anna Brunnen	"	<3,0	<36,6	15,5	31,4
Trinkwasser Maehring	"	<3,0	<36,6	15,2	19,2

Tab. 11 f: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - WASSERPROBEN

Probe	Datum	Uran µg/l	U-238 mBq/l	Ra-226 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Th-230 mBq/l
W 23	27. - 29.9.83	216,2	2639,8	98,0	130,2	
W 24	"	176,5	2155,1	98,8	91,4	
W 25	"	34,4	420,7	315,6	365,2	
W 27	"	<3,0	<36,6	23,3	24,0	
W 40	"	<3,0	<36,6	14,1	18,1	
W 41	"	202,9	2477,4	112,8	153,9	
W 50	"	52,1	636,1	46,2	98,8	
Treppenstein Großer Teich	"	38,8	473,7	44,0	112,1	
Steinbach am Lohbach	"	<3,0	<36,6	32,6	94,0	
Mähring - Brücke Durchschnittsproben						
Januar	83	179,5	2192,1	150,2	192,8	119,1
Februar	83	211,8	2586,1	257,9	279,4	149,5
März	83	162,3	1981,7	153,2	282,3	139,4
April	83	109,8	1340,6	56,2	151,7	96,6
Mai	83	170,8	2085,5	77,3	144,7	118,0
Juni	83	103,8	1267,4	68,1	210,9	73,9
Juli	83	149,2	1821,7	88,4	79,6	63,2
August	83	165,6	2022,0	55,1	85,8	88,1
September	83	149,2	1821,7	54,0	96,6	115,6
Oktober	83	171,3	2091,6	85,5	92,5	229,7
Trübes Wasser (W 24)		29,6	361,4	178,0	98,8	





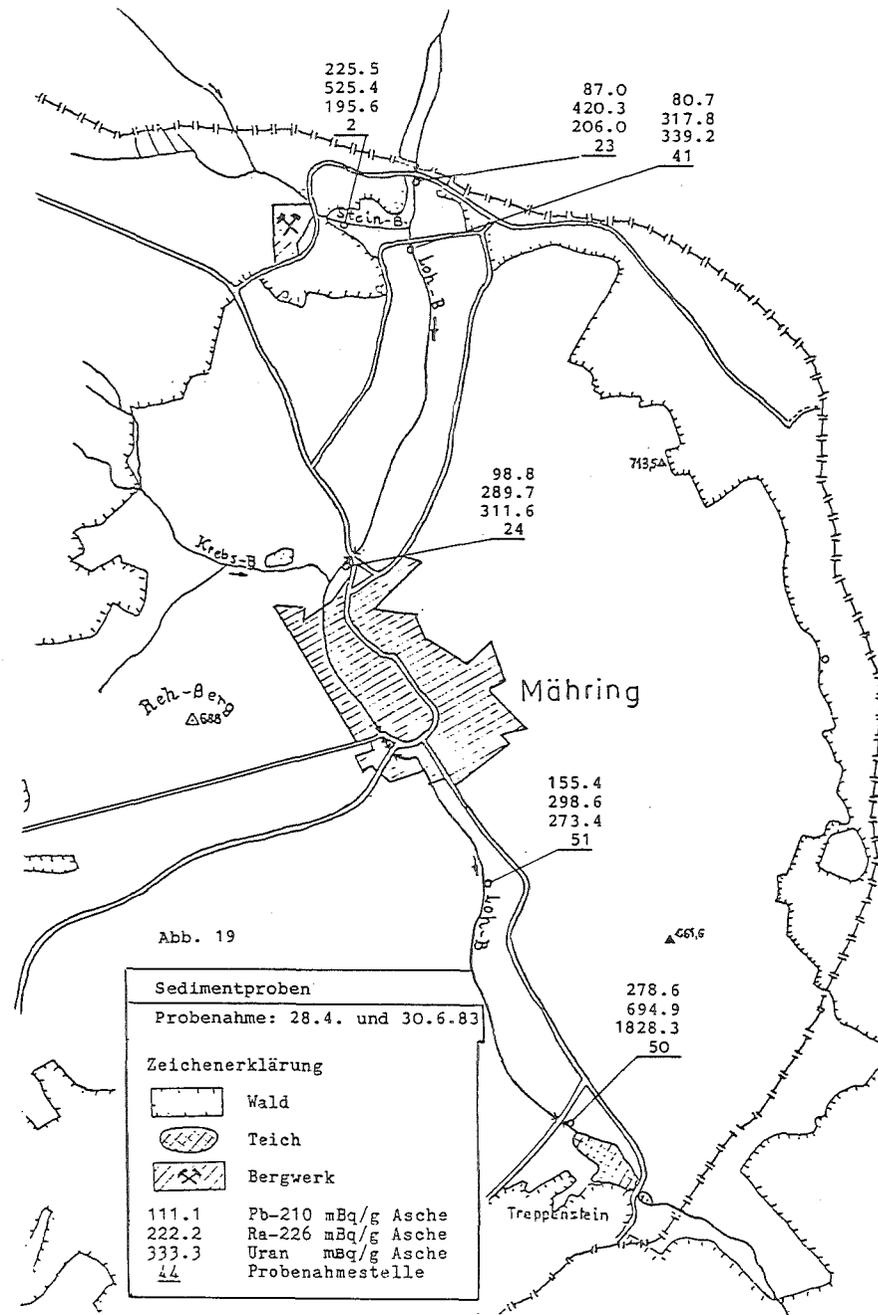
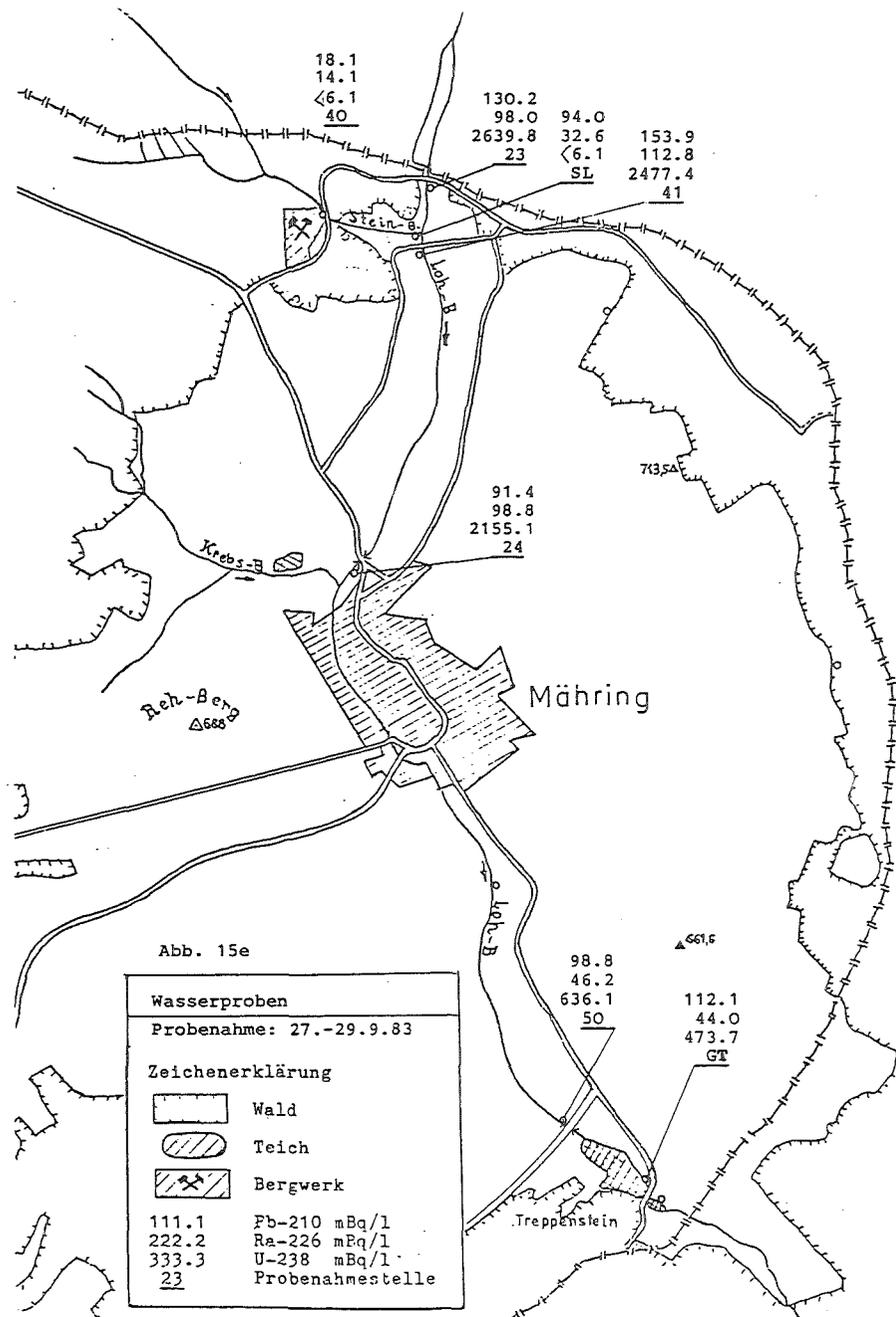


Abb.16a: Mähring /Poppenreuth 1982-1983.
Ra-226 im Lohbach. W23 (*), W24 (+).

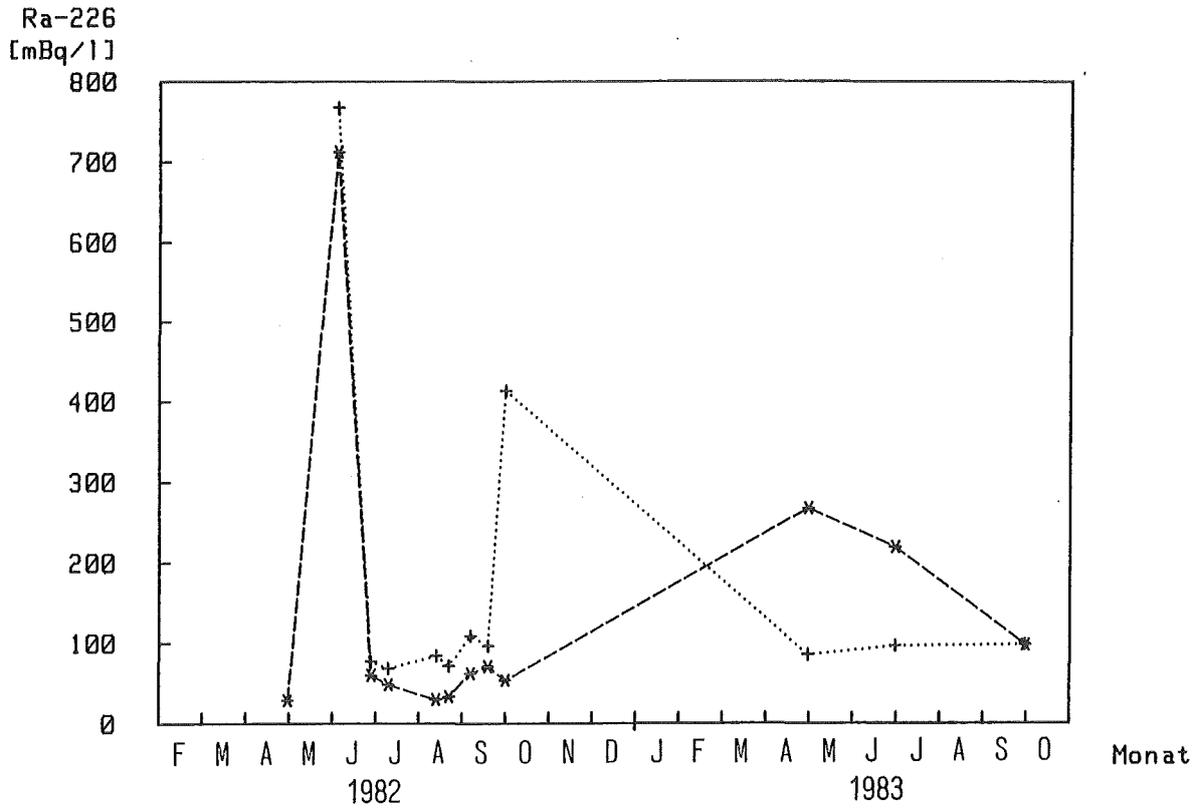
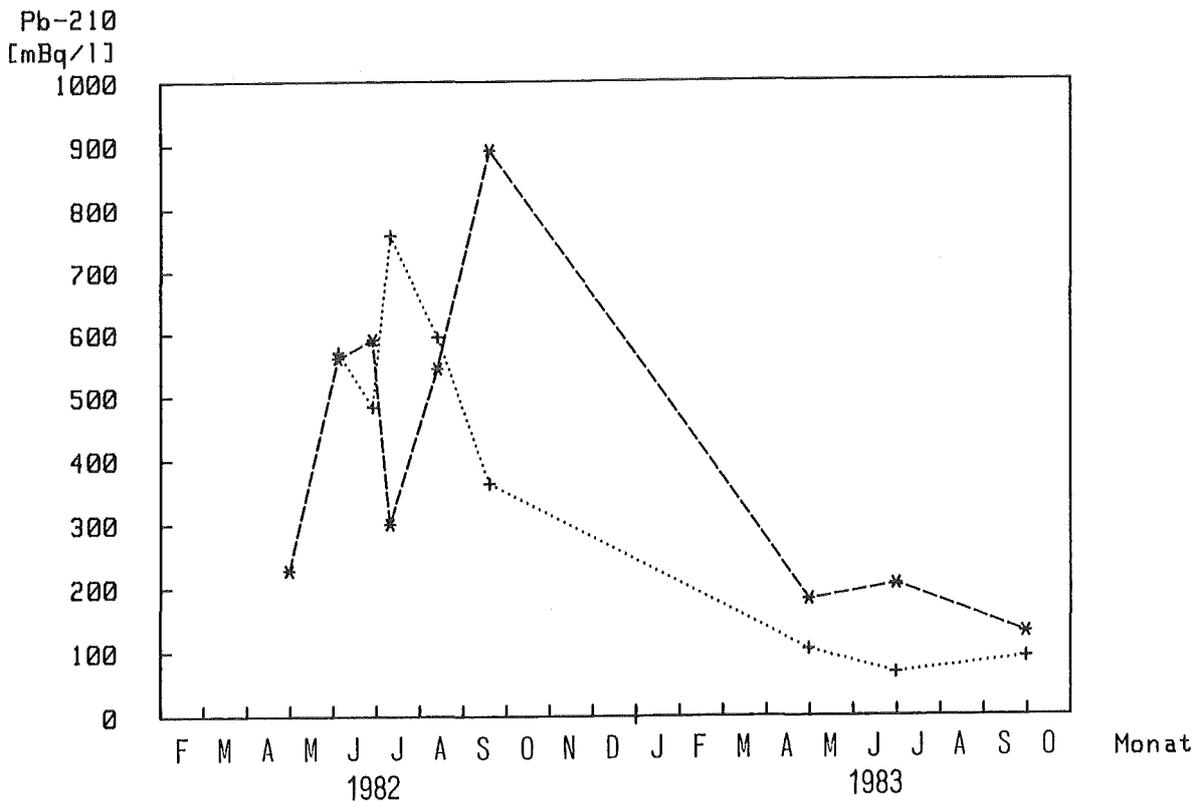


Abb.16b: Mähring /Poppenreuth 1982-1983.
Pb-210 im Lohbach. W23 (*), W24 (+).



Tab. 12: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - SEDIMENTPROBEN

Probe	Datum	Uran µg/g	U-238 mBq/g	Ra-226 mBq/g	Pb-210 mBq/g
SED 23	28.4.83	16,9	206,0	420,3	87,0
SED 41	28.4.83	27,8	339,2	317,8	80,7
SED 24	28.4.83	25,5	311,6	289,7	98,8
SED 51	28.4.83	22,4	273,4	298,6	155,4
SED 50	28.4.83	149,7	1828,3	694,9	278,6
SED 2	29.6.83	16,0	195,6	525,4	225,5

Probe	Datum	K µg/g	Ca µg/g	Ti µg/g	Mn µg/g	Fe µg/g	Zn µg/g	Pb µg/g	Rb µg/g	Sr µg/g
SED 23	28.4.83	29540	2326	2860		13377	76	32	133	105
SED 41	28.4.83	28127	2083	2931	702	15388	86	34	116	79
SED 24	28.4.83	31587	3600	5581	533	15195	92	34	123	84
SED 51	28.4.83	27630	5790	1316	782	22970	93	31	133	96
SED 50	28.4.83	30030	5330	5815	1153	36400	197	51	146	107
SED 2	29.6.83	79660	4980	4340	447	31400	78	25	193	100

Tab. 13:

Literaturwerte der U-238, Th-230, Ra-226 und Pb-210 Konzentrationen in Wasserproben

Probe	U-238 mBq/l	Th-230 mBq/l	Ra-226 mBq/l	Pb-210 mBq/l	Literatur
Abwasser Urangrube			30-3300	15-1100	
Vorfluter			48- 400	19- 110	(8)
Brunnen und Oberflächenwasser Trinkwasser			4- 110	7- 220	
			4- 700	26- 925	
Abwasser Urangrube			150-4700		
Vorfluter			2- 160		(9)
Trinkwasser			11.5		
Oberflächenwasser			.4- 60	6- 10	
Trinkwasser				3- 100	(10)
Oberflächen- wasser	1		4	4	(11)
Meer	37	.2- 7	1.5- 6	2	
Flüsse und Seen	5- 37		.4- 75	4- 185	(12)
Grundwasser	1-185		4- 370	2	
Trinkwasser				3	(13)
Trink- und Quellwasser			4- 90		(15)
Oberflächenwasser			.4- 37		

Tab. 14 a: MAERING / POPPENREUTH 1982 - PFLANZENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche
p 3/1 F*	30.4.82	47.13	3.66		-	11.8
p 4/1 F	"	44.52	2.85		-	28.1
p 16/1 F	"	33.60	4.37		-	67.0
p 17/1 F	"	44.41	2.92		-	28.9
p 29/1 F	"	47.66	3.09		-	109.2
p 1/1 abgefal- lene F. Triebe	"	53.47	3.31		-	71.0
p 1/1A F	"	50.20	3.97		-	35.9
p 5/1 F	"	50.34	3.23		-	41.8
Fichtenzapfen	"	80.87	0.88		-	21.5
p 1/2 G*	2.6.-4.6.82	58.79	4.07	3,6	1083.4	100.6
p 2/2 G	"	17.10	6.48	266,4	1801.2	58.1
p 3/2 F	"	27.11	4.37	14,0	272.7	59.2
p 4/2 F	"	28.34	3.63	26,0	879.5	25.5
p 5/2 Raps	"	10.40	9.95	0,9	152.1	37.0
p 6/2 F	"	40.74	3.92	9,0	785.1	687.1
p 7/2 F	"	34.51	4.86	9,3	987.9	56.2
p 8/2 F	"	29.64	3.97	14,8	1050.1	484.0
p 9/2 G	"	24.87	7.18	8,1	534.6	296.4

*) G = Gras
F = Fichte (Koniferen)

Tab. 14 b: MAERING / POPPENREUTH 1982 - PFLANZENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche
p 10/2 G	2.6.-4.6.82	18.76	7.85	12,6	2322.1	26.3
p 11/2 G	"	20.46	8.24	143,8	1367.2	47.7
p 12/2 G	"	16.40	7.90	66,8	163.9	9.2
p 13/2 F	"	29.58	3.96	45,3	271.2	13.7
p 14/2 G	"	24.37	8.63	17,5	159.8	48.1
p 15/2 F	"	31.21	4.50	15,4	889.5	42.6
p 16/2 F	"	24.57	3.35	16,4	2382.4	61.4
p 17/2 F	"	28.06	3.71	174,0	589.8	28.1
p 18/2 G	"	16.29	7.90	52,8	130.2	18.1
p 19/2 G	"	17.75	8.08	36,3	63.6	7.0
p 20/2 G	"	28.05	9.02	197,2	222.7	15.9
p 24/2 G	"	18.58	11.87	15,2	15.9	11.8

Tab. 14 c: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - PFLANZENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Ra-226 mBq/g Asche
p 1/3 G	10.-12.8.82	61.50	7.75	18.13
p 2/3 G	"	22.72	4.81	28.1
p 3/3 F	"	41.22	3.23	27.8
p 4/3 F	"	35.95	2.75	26.3
p 5/3 F	"	38.88	3.19	42.6
p 6/3 F	"	38.39	2.95	18.9
p 7/3 F	"	39.57	2.83	26.3
p 8/3 F	"	38.96	2.88	31.1
p 9/3 G	"	32.68	7.09	25.5
p 10/3 G	"	14.42	8.78	16.3
p 11/3 G	"	17.05	10.38	14.4
p 12/3 G	"	21.29	8.25	9.6
p 13/3 F	"	40.30	3.36	47.4
p 14/3 G	"	20.09	10.45	23.7
p 15/3 F	"	40.36	3.17	22.9
p 16/3 F	"	38.80	3.17	85.5
p 17/3 F	"	38.51	3.36	25.5
p 18/3 G	"	18.40	7.26	22.6
p 19/3 G	"	13.61	12.82	22.5
p 20/3 G	"	11.11	13.37	12.2

Tab. 14 d: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - PFLANZENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Ra-226 mBq/g Asche
P 1/4 G	28.-30.9.82	26.29	12.65	14.8
p 2/4 G	"	19.71	5.56	23.7
p 3/4 F	"	45.61	3.94	29.2
p 4/4 F	"	41.37	2.82	17.0
p 5/4 F	"	41.98	3.94	49.2
p 6/4 F	"	44.75	3.14	13.3
p 7/4 F	"	44.89	3.07	9.2
p 8/4 F	"	45.47	4.30	25.3
p 9/4 G	"	40.42	6.20	8.5
p 10/4 G	"	25.31	10.59	13.3
p 11/4 G	"	23.23	10.32	8.9
p 12/4 G	"	20.55	9.49	8.1
p 13/4 F	"	44.14	3.72	4.8
p 14/4 G	"	17.28	11.15	17.0
p 15/4 F	"	43.66	3.71	4.1
p 16/4 F	"	44.45	3.39	18.9
p 17/4 F	"	41.05	3.15	13.7
p 18/4 G	"	14.89	11.37	16.3
p 19/4 G	"	17.47	9.82	8.2
p 20/4 G	"	17.84	12.10	8.5

Tab. 14 e: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - PFLANZENPROBEN

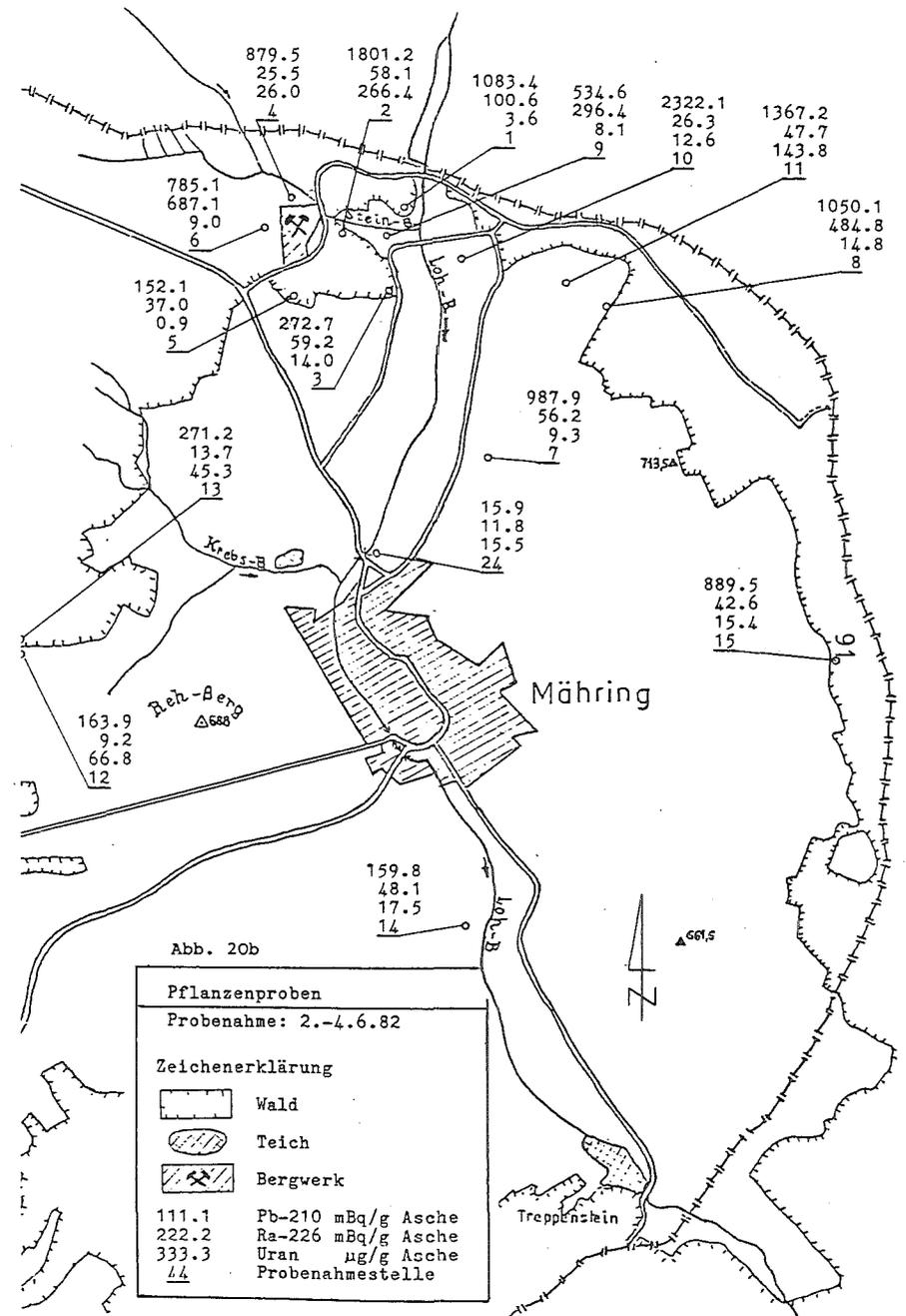
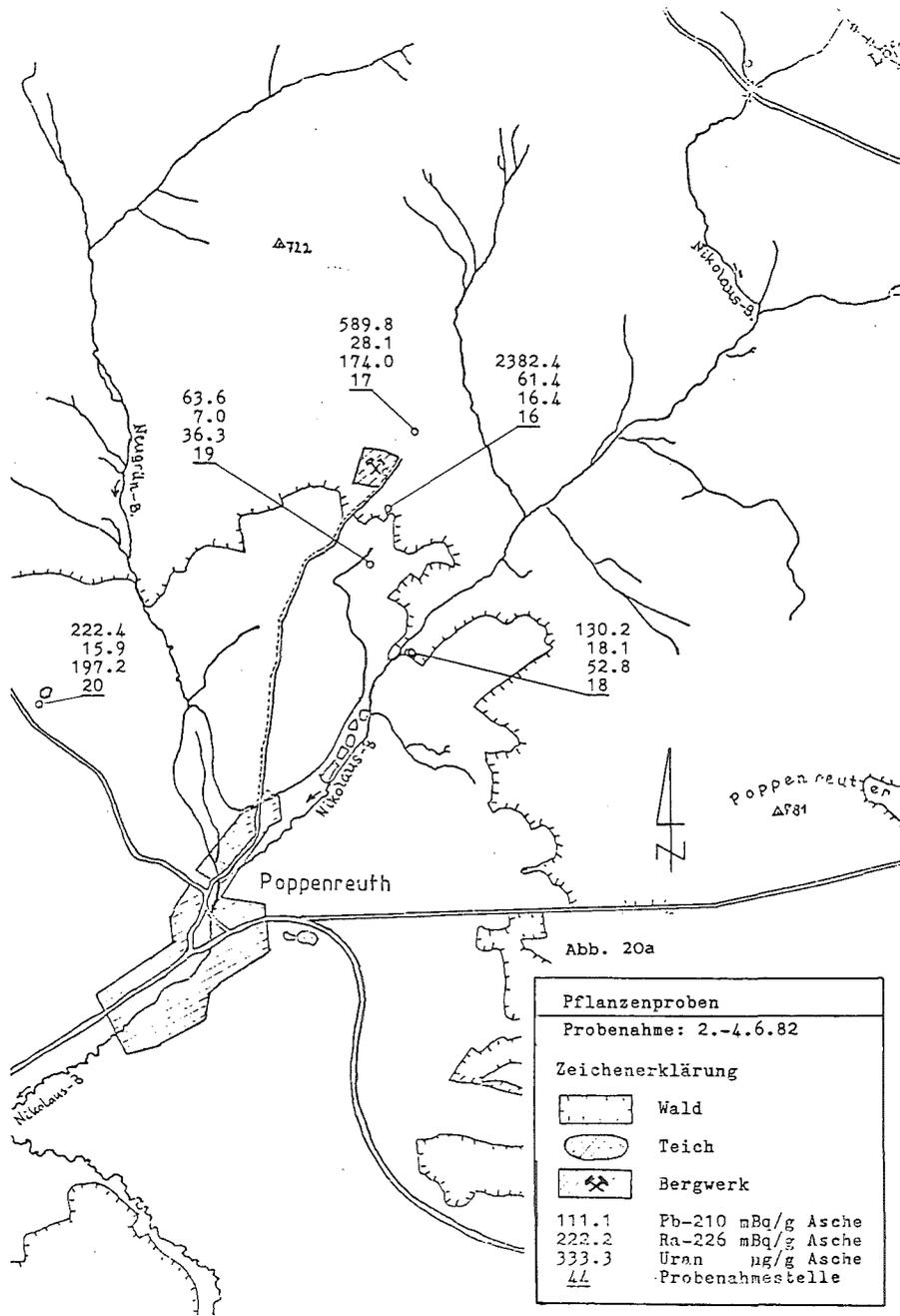
Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
P 1 F	28./29.4.83	49,10	3,29	< 0,5	57,0	247,5
P 2 F	"	47,94	2,95	"	61,8	585,7
P 4 F	"	43,6	3,24	"	13,7	676,0
P 5 F	"	47,35	3,25	"	65,5	62,2
P 6 F	"	47,99	2,69	"	37,4	136,2
P 16 F	"	49,38	2,90	"	146,9	198,0
P 17 F	"	47,48	3,10	"	70,7	31,1
P 30 F	"	48,97	2,96	"	60,3	648,6
P 32 F	"	48,00	2,68	"	129,9	83,2
P 33 F	"	46,81	2,74	"	204,6	87,7
P 42 F	"	46,89	3,13	"	181,3	183,9
P 43 F	"	52,17	3,08	"	85,1	192,4
P 44 F	"	41,85	3,27	"	48,9	223,8
P 45 F	"	49,53	3,34	"	30,7	234,2
P 46 F	"	48,44	2,91	"	77,7	647,1
P 1 F	29.6.83	38,8	3,44	"	33,3	124,3
P 2 F	"	34,7	2,92	"	40,3	485,4
P 4 F	"	37,4	2,80	"	45,1	905,8
P 5 F	"	40,0	3,24	"	89,5	252,7
P 6 F	"	43,3	2,92	"	47,4	291,6
P 16 F	"	40,3	2,88	"	200,9	315,6

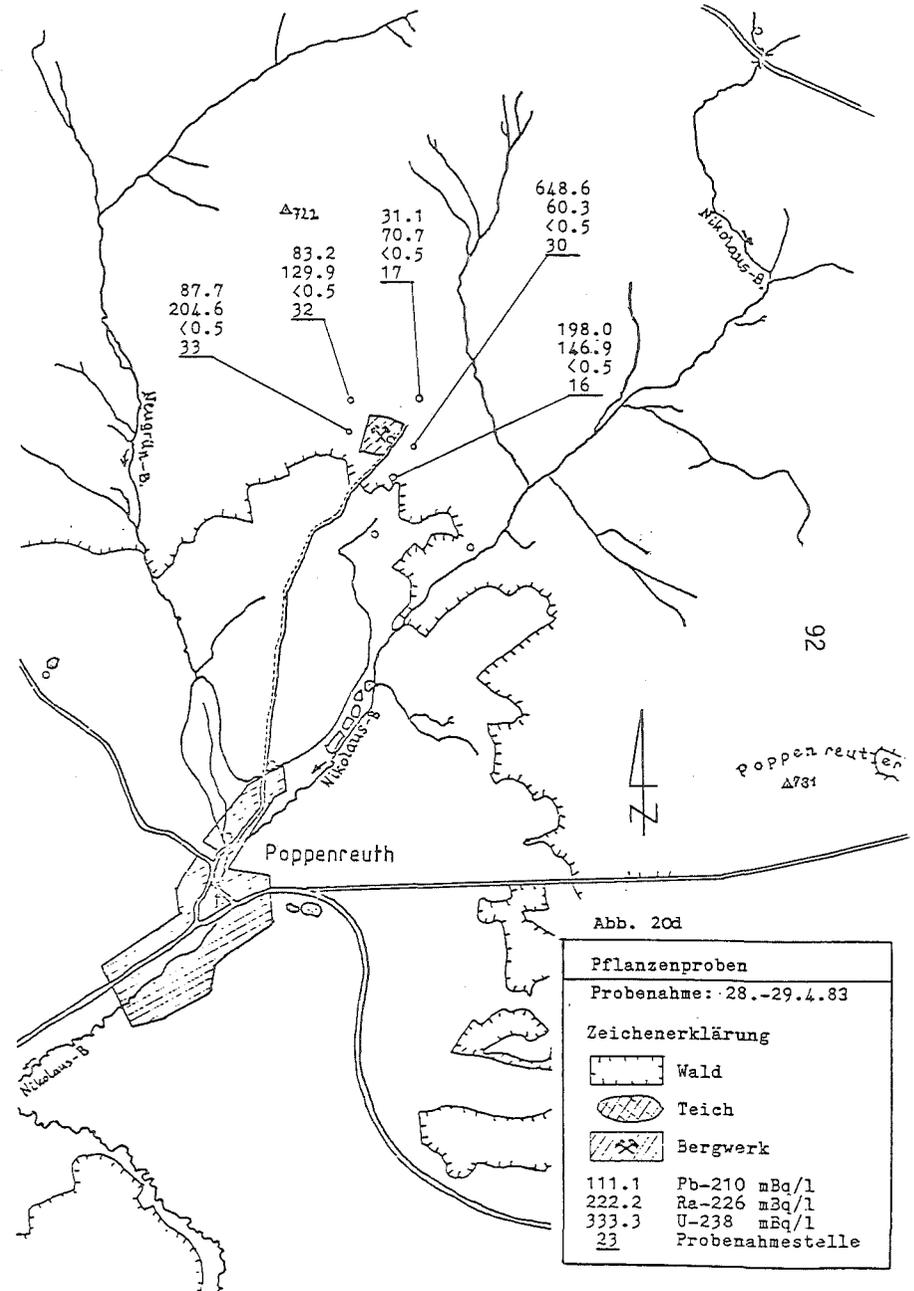
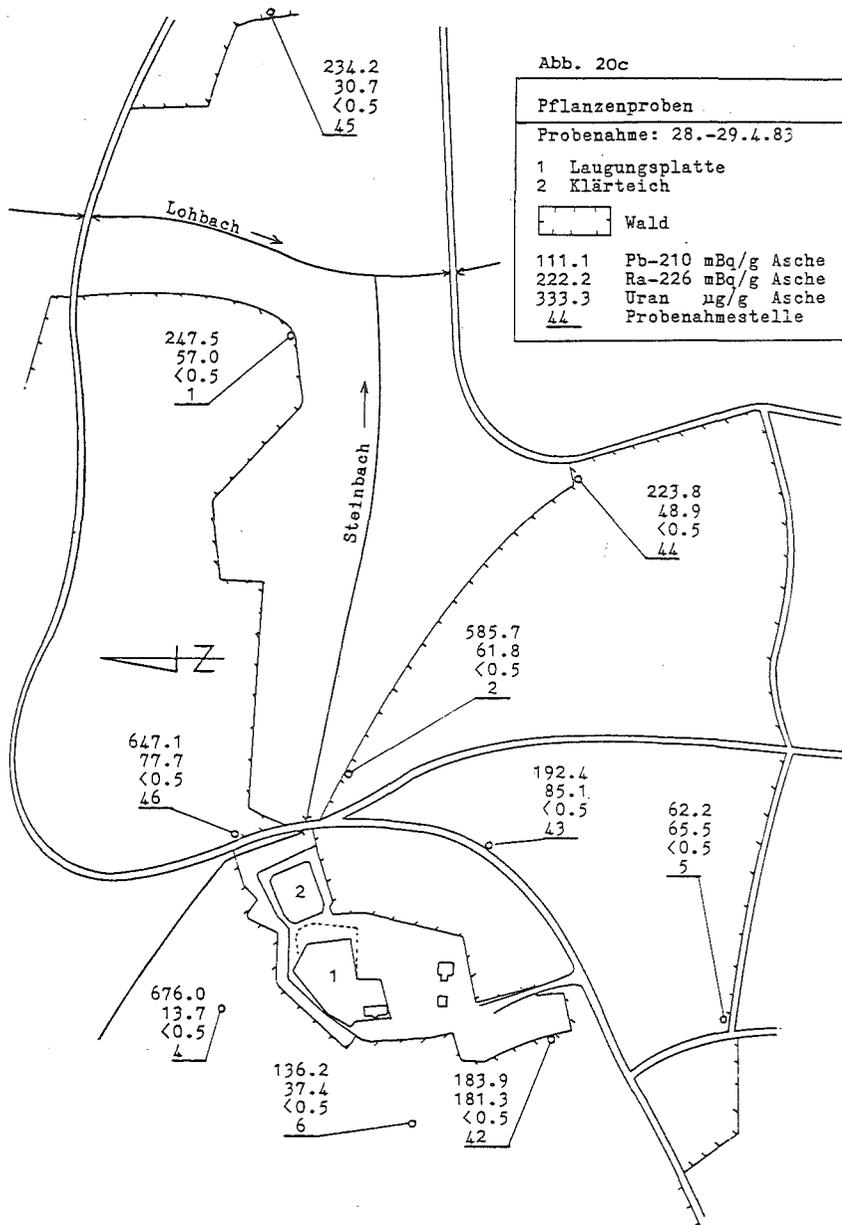
Tab. 14 f: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - PFLANZENPROBEN

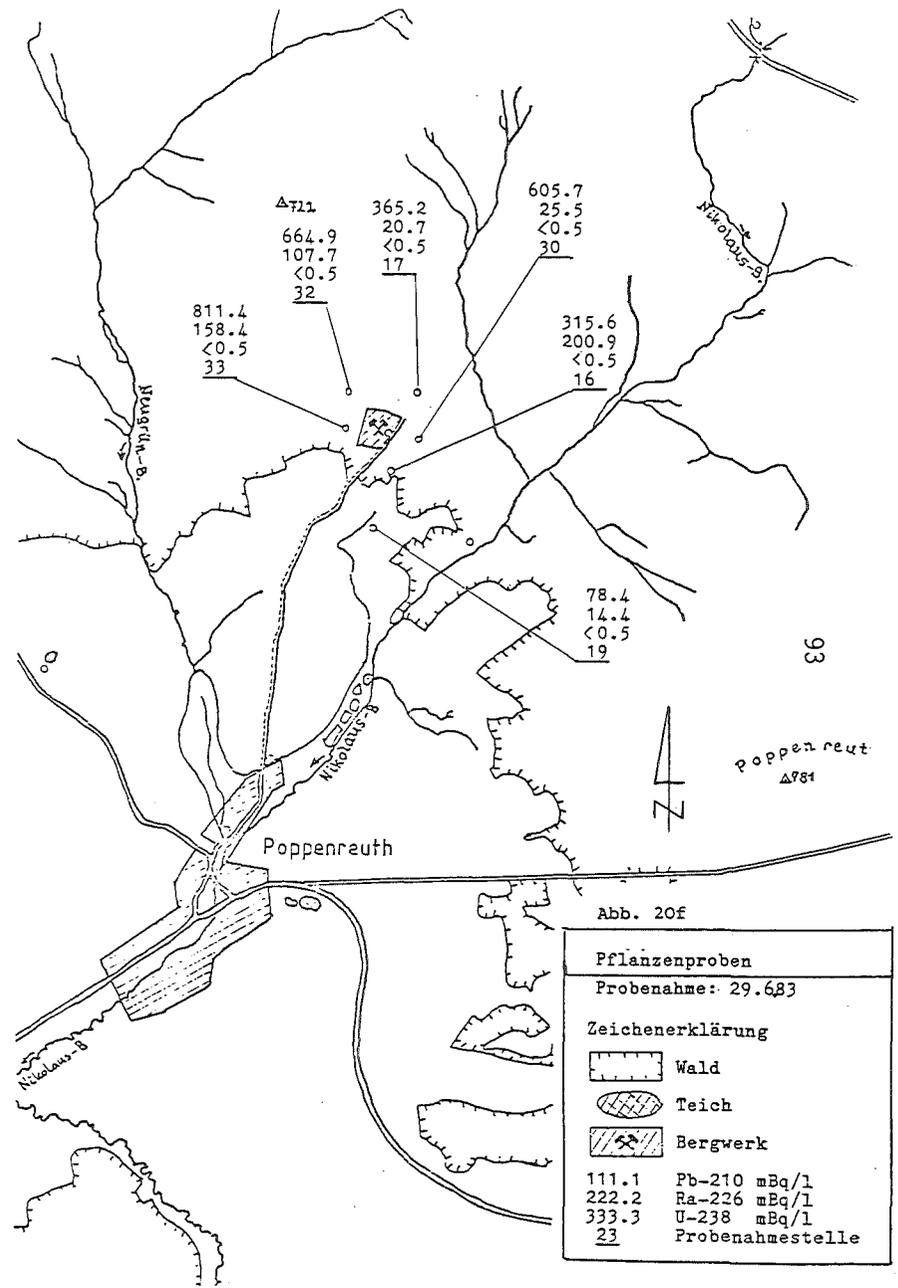
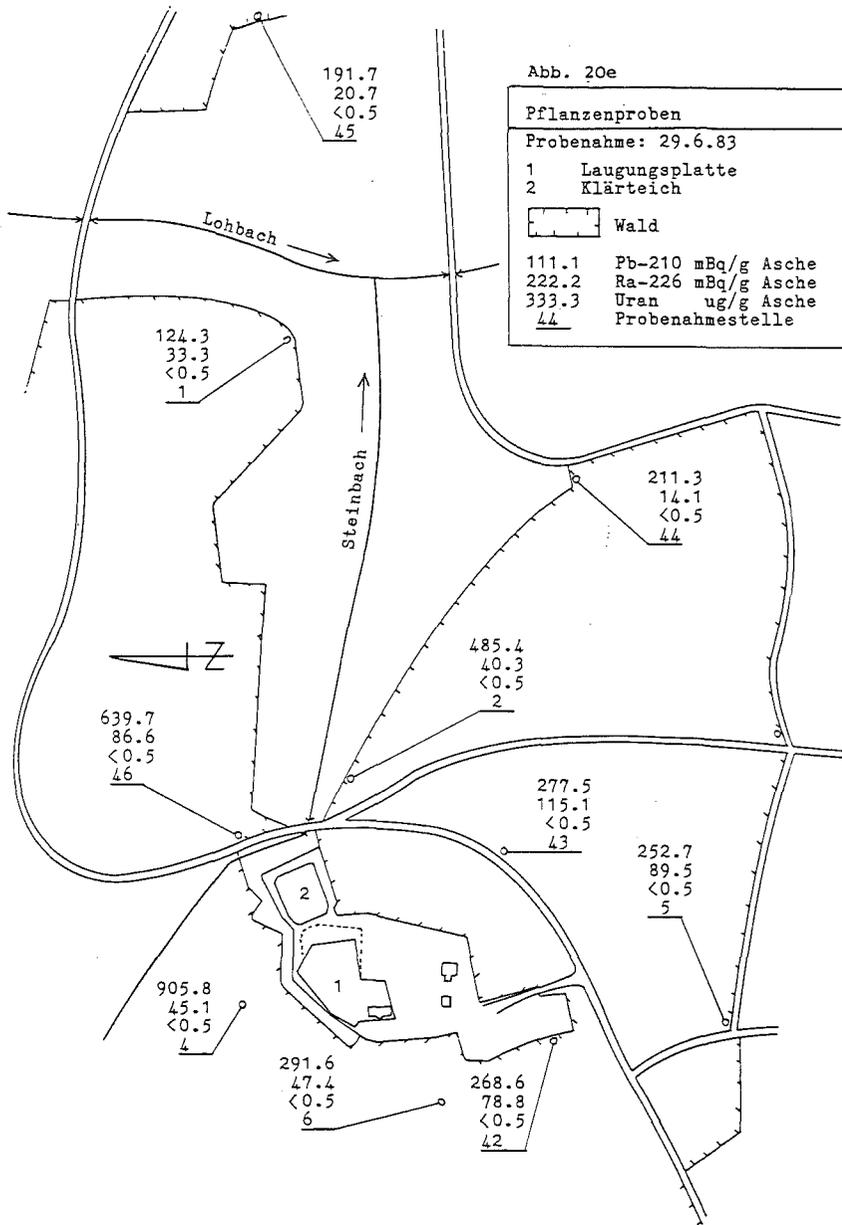
Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
P 17 F	29.6.83	47,7	2,72	< 0,5	20,7	365,2
P 19 G	"	35,1	5,53	"	14,4	78,4
P 30 F	"	39,2	3,08	"	25,5	605,7
P 32 F	"	41,5	2,68	"	107,7	664,9
P 33 F	"	37,4	2,69	"	158,4	811,4
P 42 F	"	41,1	2,83	"	78,8	268,6
P 43 F	"	43,1	3,08	"	115,1	277,5
P 44 F	"	39,7	3,00	"	14,1	211,3
P 45 F	"	36,3	3,10	"	20,7	191,7
P 46 F	"	41,9	2,92	"	86,6	639,7
P 5 Heu	30.6.83	-	6,07	"	29,2	38,5
P 7 Heu	30.6.83	-	6,00	"	34,4	104,7
P 3 G	1.7.83	25,4	8,55	"	97,3	61,8
P 10 G	"	20,0	8,50	"	30,3	22,2
P 29 G	"	23,0	6,29	"	10,0	27,8
P 29 F	"	30,0	2,78	"	18,5	384,8
P 1 F	28.9.83	45,50	4,05	"	25,2	103,6
P 2 F	"	45,62	3,57	"	31,4	475,1
P 4 F	"	43,55	3,02	"	22,9	969,4
P 5 F	"	45,97	3,45	"	60,7	214,2
P 6 F	"	45,06	2,95	"	32,9	277,9

Tab. 14 g: MAHRING / POPPENREUTH 1983 - PFLANZENPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
P 9 G	28.9.83	55,47	5,32	< 0,5	20,4	31,9
P 10 G	"	28,97	9,17	"	13,3	44,8
P 16 F	"	46,16	2,95	"	141,7	306,4
P 17 F	"	46,27	3,15	"	42,6	283,0
P 19 G	"	28,76	8,58	"	10,4	83,2
P 30 F	"	43,57	2,98	"	24,0	655,3
P 32 F	"	46,83	3,27	"	133,6	387,4
P 33 F	"	43,82	2,80	"	94,7	793,3
P 42 F	"	45,39	3,30	"	82,1	208,3
P 43 F	"	46,03	3,24	"	75,5	334,1
P 44 F	"	45,40	3,31	"	20,4	249,0
P 45 F	"	45,23	3,45	"	21,8	86,2
P 46 F	"	47,70	2,87	"	43,3	679,0







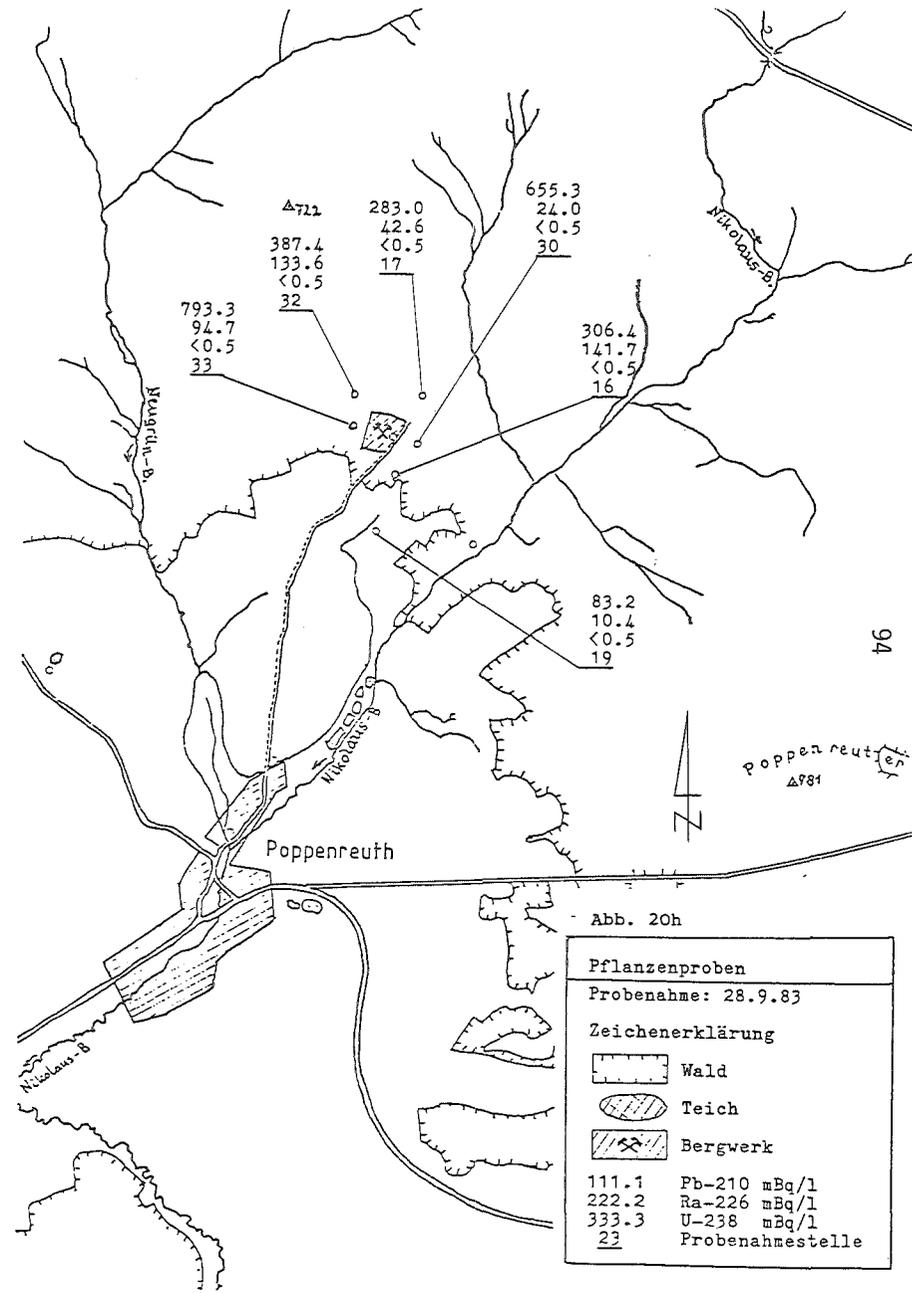
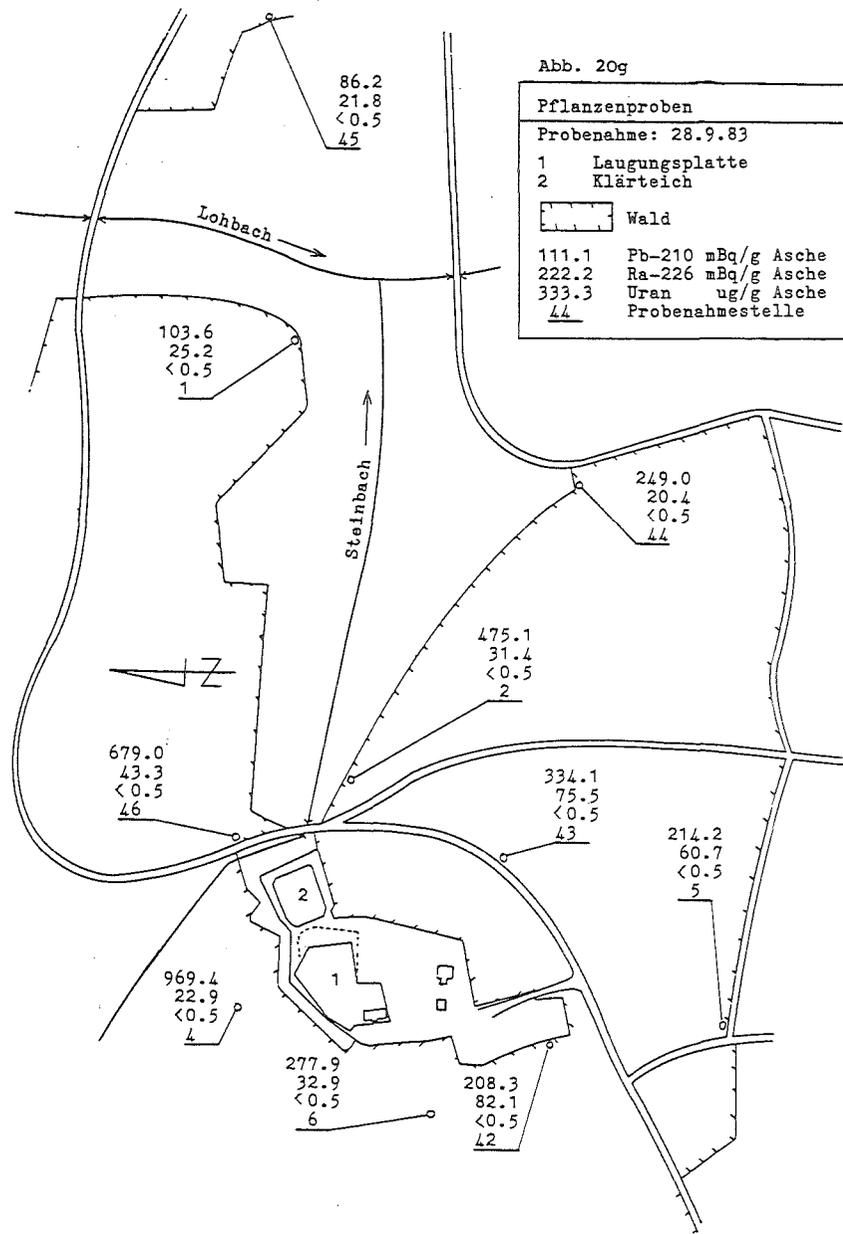


Abb.23a: Poppenreuth 1982-1983.

Ra-226 in Pflanzenproben. (P16 *), (P17 +), (P30 #), (P32 O), (P33 X).

Ra-226
[mBq/g Asche]

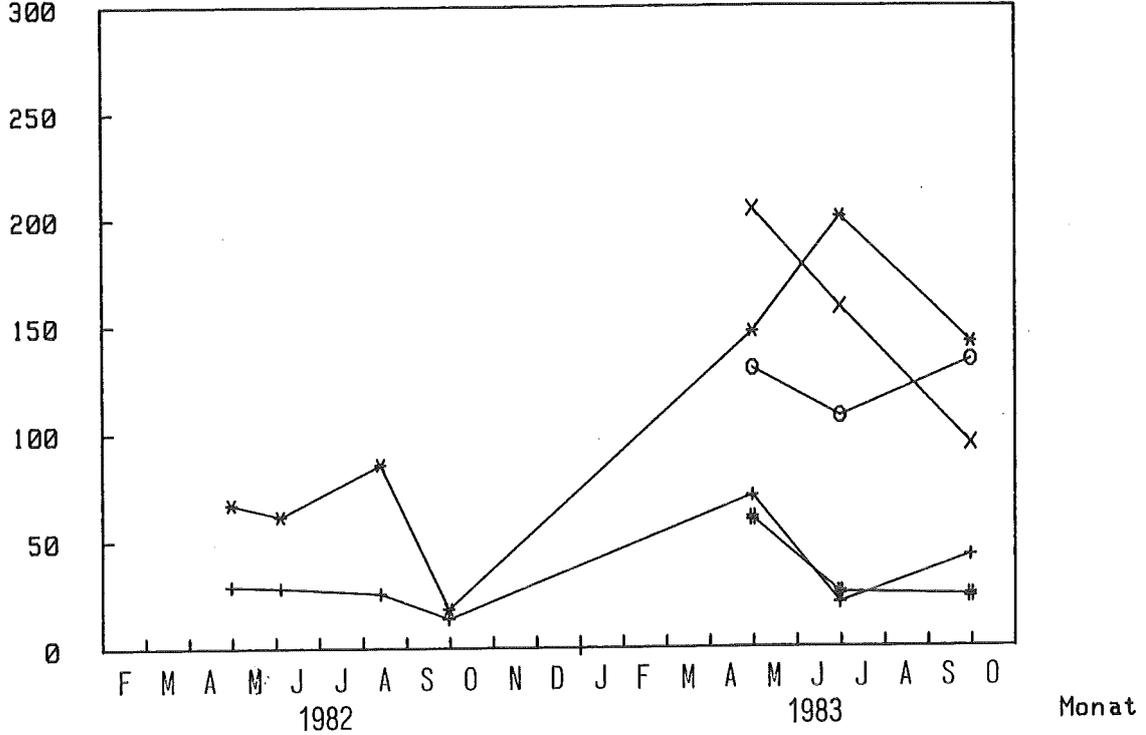


Abb.23b: Mæhring 1982-1983.

Ra-226 in Pflanzenproben. (P1 o), (P4 *), (P5 +), (P6 #), (P42 O), (P46 X).

Ra-226
[mBq/g Asche]

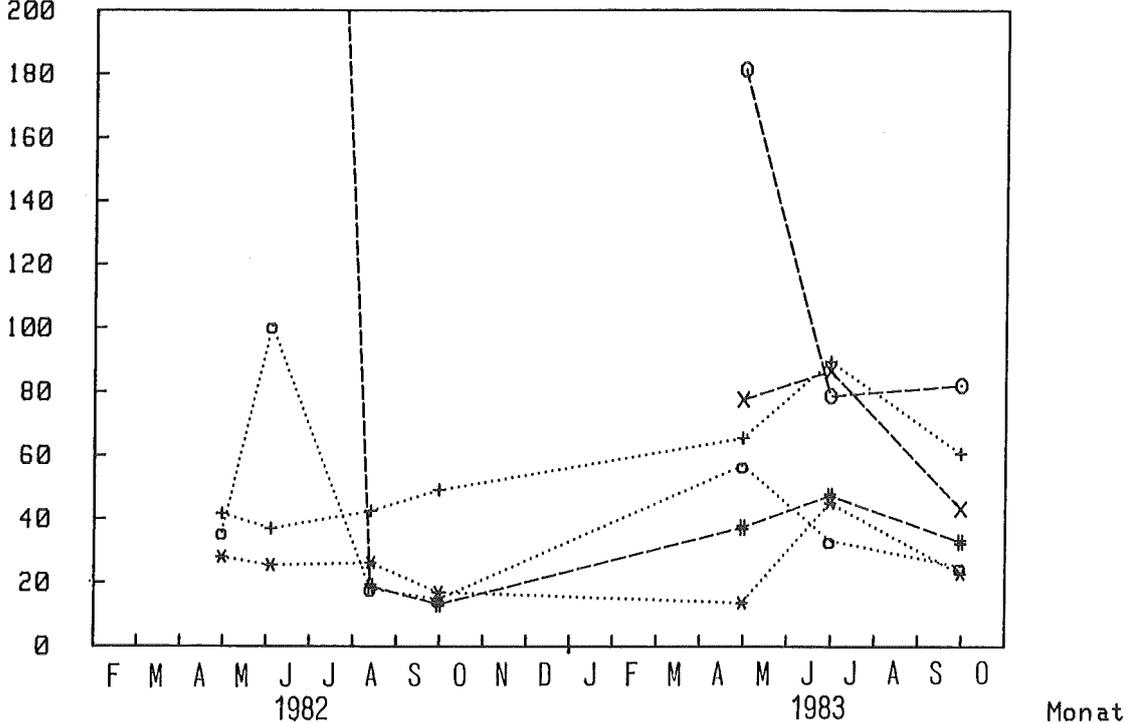


Abb.24a: Poppenreuth 1982-1983.

Pb-210 in Pflanzenproben. (P16 *), (P17 +), (P30 #), (P32 O), (P33 X).

Pb-210
[mBq/g Asche]

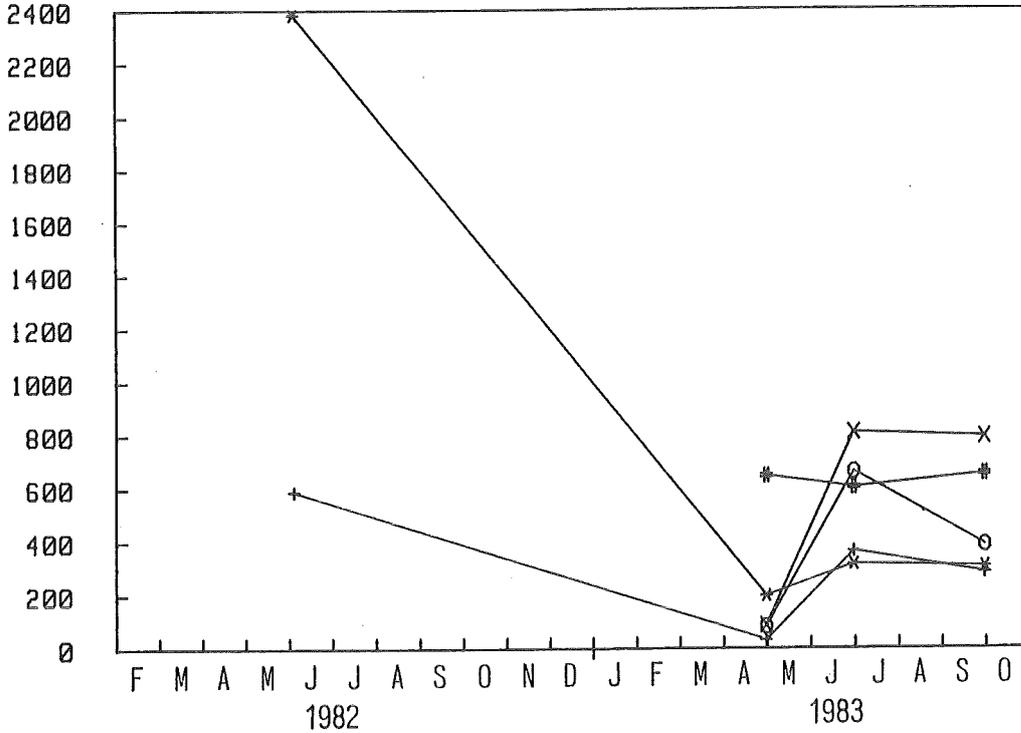


Abb.24b: Mæhring 1982-1983.

Pb-210 in Pflanzenproben. (P4 *), (P5 +), (P6 #), (P42 O), (P46 X).

Pb-210
[mBq/g Asche]

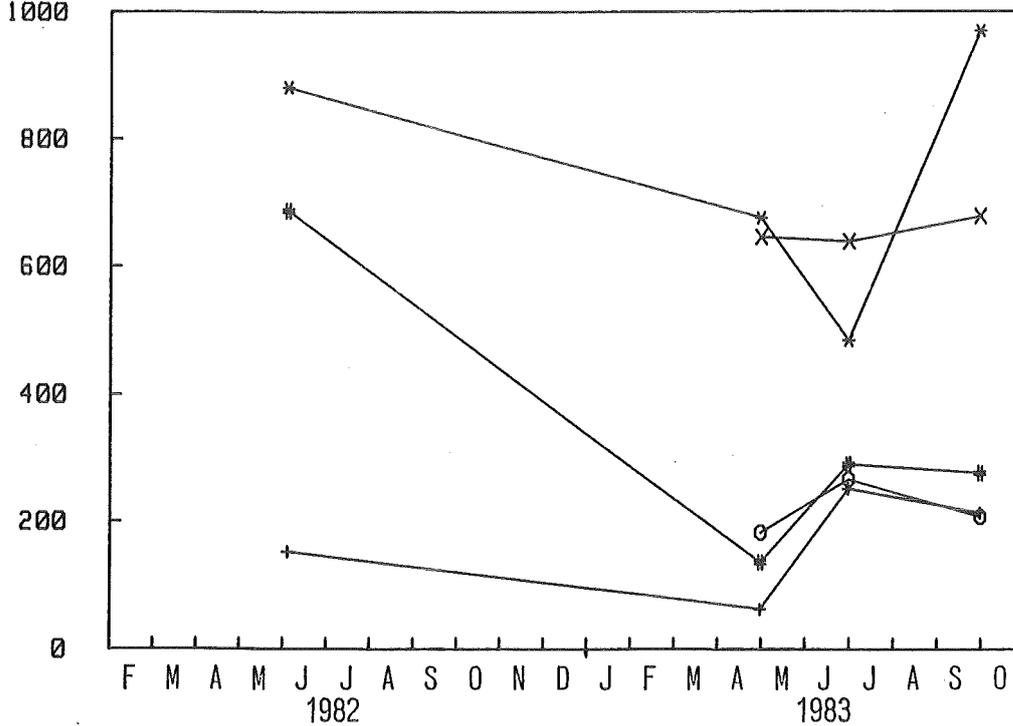


Abb.25a: Mähring / Poppenreuth 1983.

Ra-226. Korrelation Pflanzenproben/ gesamte Deposition.

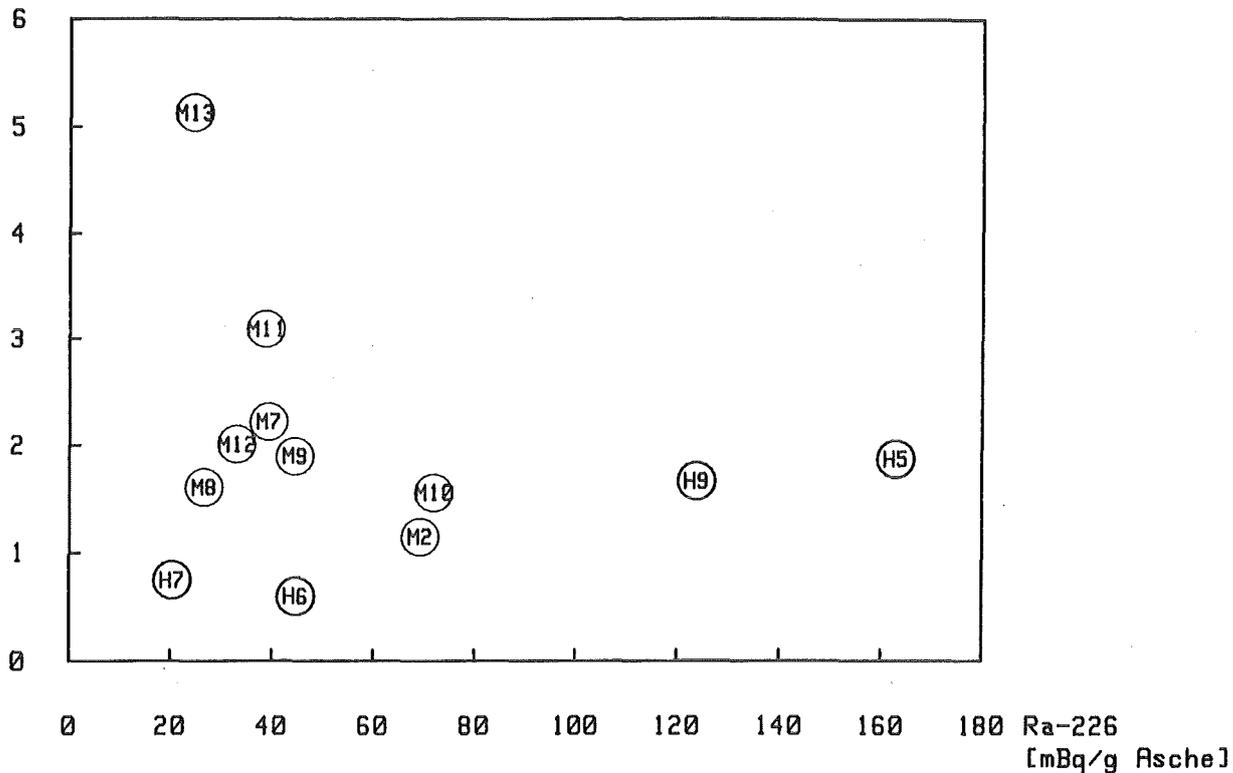
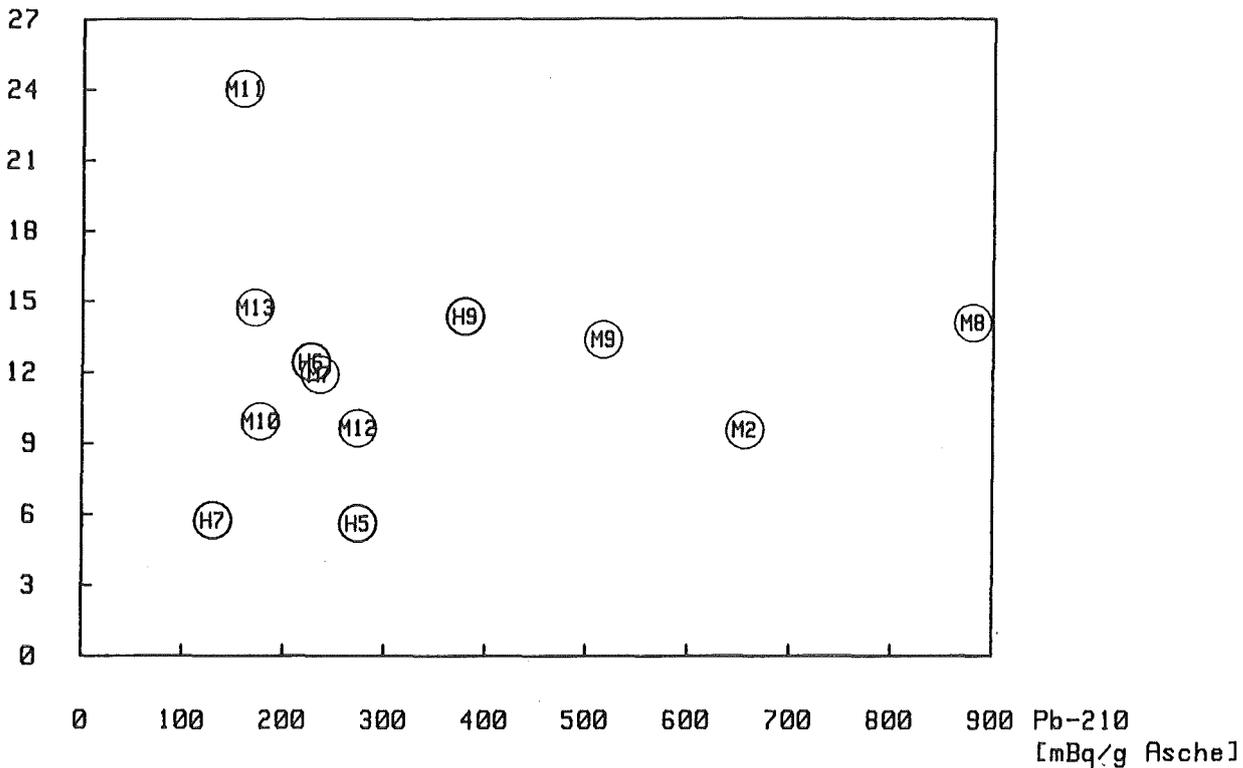
Ra-226
[mBq/cm².a]

Abb.25b: Mähring / Poppenreuth 1983.

Pb-210. Korrelation Pflanzenproben/ gesamte Deposition.

Pb-210
[mBq/cm².a]

Tab. 15 a: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - SONDERPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
S 10/3A Gerste/Korn	10-12.8.82	100,00	1,63	< 0,5	207,6	618,3
S 10/3A Gerste/Stroh	"	52,29	3,89	"	45,9	158,0
S 12/3 Gerste/Korn	"	100,00	1,65	"	15,9	6,7
S 12/3 Gerste/Stroh	"	53,33	3,47	"	31,1	212,0
S 12/3 Hafer/Stroh+Korn	"	54,40	2,94	"	46,6	116,2
S 10/3 Hafer+Gerste/Korn	"	100,00	1,67	"	25,2	8,9
S 10/3 Hafer+Gerste/Stroh	"	27,53	4,66	"	31,1	84,4
S 10/3 Kartoffeln	"	17,93	5,15	"	12,6	8,1
S 10/4 Kartoffeln	28-30.9.82	18,98	6,08	"	7,0	8,1
S 5/4 Kartoffeln	"	20,69	5,35	"	19,0	56,6
S 5/4 Rüben/Wurzeln	"	11,07	7,00	"	21,1	35,5
S 5/4 Rüben/Blätter	"	8,41	20,15	"	14,8	76,6
S 19/4 Rüben/Wurzeln	"	8,55	10,22	"	8,5	33,7
S 19/4 Rüben/Blätter	"	7,87	20,38	"	16,6	5,2
S 5/4 Kraut	"	6,73	9,47	"	9,6	54,0
S 5/4 Wirsing	"	10,92	15,74	"	9,2	25,5
Grübe Mähring 4/Pilze	"	14,26	7,41	"	17,4	32,9

Tab. 15 b: MAEHRING / POPPENREUTH 1982 - SONDERPROBEN

Probe	Datum	Uran µg/kg trocken	Ra-226 Bq/kg trocken	Pb-210 Bq/kg Trocken
S 10/3A Gerste/Korn	10.-12.8.82	< 8,2	3,38	10,08
S 10/3A Gerste/Stroh	10.-12.8.82	< 19,4	1,78	6,15
S 12/3 Gerste/Korn	10.-12.8.82	< 8,2	0,26	0,11
S 12/3 Gerste/Stroh	10.-12.8.82	< 17,4	1,08	7,36
S 12/3 Hafer/Stroh+Korn	10.-12.8.82	< 14,7	1,37	3,42
S 10/3 Hafer+Gerste/Korn	10.-12.8.82	< 8,4	0,42	0,15
S 10/3 Hafer+Gerste/Stroh	10.-12.8.82	< 23,3	1,45	3,93
		µg/kg frisch	mBq/kg frisch	mBq/kg frisch
S 10/3 Kartoffeln	10.-12.8.82	< 4,6	116,3	74,8
S 10/4 Kartoffeln	28.-30.9.82	< 5,8	80,8	93,5
S 5/4 Kartoffeln	28.-30.9.82	< 5,5	210,3	626,5
S 5/4 Rüben/Wurzeln	28.-30.9.82	< 3,9	163,5	275,1
S 5/4 Rüben/Blätter	28.-30.9.82	< 8,5	250,8	1298,1
S 19/4 Rüben/Wurzeln	28.-30.9.82	< 4,4	74,3	294,5
S 19/4 Rüben/Blätter	28.-30.9.82	< 8,0	266,2	83,4
S 5/4 Kraut	28.-30.9.82	< 3,2	61,2	344,2
S 5/4 Wirsing	28.-30.9.82	< 8,6	158,1	438,3
Grube Mähring 4/Pilze	28.-30.9.82	< 5,3	183,9	347,6

Tab. 15 c: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - SONDERPROBEN

Probe	Datum	Trockenrückstand (% frisch)	Ascherückstand (% trocken)	Uran µg/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
S 3 Kartoffeln	27.9.83	22,11	5,73	< 0,5	2,6	16,6
S 5 Kartoffeln	"	24,09	6,11	"	3,0	16,6
S 3 Rüben/Wurzeln	"	12,04	5,85	"	12,2	23,3
S 3 Rüben/Blätter	"	9,95	20,20	"	13,7	30,3
S 5 Weißkraut	"	9,02	14,71	3,2	8,9	21,1
S 5 Wirsing	"	15,54	9,74	1,8	9,2	22,6
S 2 Grube Mähring Pilze	"	15,21	6,10	—	55,1	290,1
			Ascherückstand (% frisch)			
<u>Honig</u>						
Frühjahr 83			0,94	< 0,5	7,4	2,9
Waldhonig 83			1,00	< 0,5	11,5	3,2
			(g Asche/Liter)			
<u>Fleischproben</u>						
Probe 1	1.7.83		0,93	< 0,5	2,2	7,0
Probe 2	"		1,137	< 0,5	6,7	12,6
<u>Milchproben</u>						
Probe 1	30.6.83		7,85	< 0,5	3,3	5,2
Probe 2	28.9.83		7,78	< 0,5	1,8	4,1

Tab. 15 d: MAEHRING / POPPENREUTH 1983 - SONDERPROBEN

Probe	Datum	Uran µg/kg frisch	Ra-226 mBq/kg frisch	Pb-210 mBq/kg frisch
S 3 Kartoffeln	27.9.83	< 6,3	32,9	210,3
S 5 Kartoffeln	27.9.83	< 7,4	44,2	244,3
S 3 Rüben/Wurzeln	27.9.83	< 3,5	85,9	164,1
S 3 Rüben/Blätter	27.9.83	< 10,0	275,3	609,0
S 5 Weißkraut	27.9.83	42,4	118,1	280,0
S 5 Wirsing	27.9.83	27,2	139,2	342,1
S 2 + Grube Mähring/Pilze	27.9.83	< 4,6	511,2	2691,6
<u>Honig</u>				
Frühjahr 1983		< 4,7	69,6	27,3
Waldhonig 1983		< 5,0	115,0	32,0
<u>Fleischproben</u>				
Probe 1	1.7.83	< 4,7	20,6	65,4
Probe 2	1.7.83	< 5,7	75,7	143,0
<u>Milchproben</u>				
Probe 1	30.6.83	< 3,9	25,2	39,3
Probe 2	28.9.83	< 3,9	14,4	31,7

Tab.16: MAEHRING / POPPENREUTH 1982-1983 FISCHPROBEN (FORELLEN)

Probe	Probenahme	Ascherückstand (% frisch)	U-238 mBq/g Asche	Ra-226 mBq/g Asche	Pb-210 mBq/g Asche
<u>Treppenstein</u>					
Filet I	11.8.82	2,29	129,5	120,2	126,2
Filet II	"	2,11	112,5	209,0	244,6
Rest* I+II	"	6,43	278,2	187,6	292,7
Filet III+IV	29.9.82	0,62	96,2	28,5	91,0
Rest III+IV	"	2,16	183,2	44,8	255,7
Filet V	"	0,87	112,5	5,9	149,5
Rest V	"	2,04	134,3	64,0	145,0
Filet VI	"	0,71	72,5	10,7	62,2
Rest VI	"	2,06	162,4	45,5	128,4
Kleine Fische(Filet)	29.4.83	1,23	<18	1,5	3,7
Kleine Fische(Rest)	"	8,71	"	3,0	21,1
Große Fische (Filet)	"	1,58	"	102,1	47,4
Große Fische (Rest)	"	4,00	"	21,8	25,2
Kleine Fische(Filet)	20.6.83	1,55	"	20,4	53,3
Kleine Fische(Rest)	"	8,52	"	41,4	21,5
Große Fische (Filet)	"	1,53	"	13,0	23,7
Große Fische (Rest)	"	7,25	"	35,9	20,0
Kleine Fische(Filet)	28.9.83	1,36	"	9,3	43,7
Kleine Fische(Rest)	"	6,29	"	20,7	19,2
Große Fische (Filet)	"	1,53	"	13,7	32,9
Große Fische (Rest)	"	7,44	"	25,5	18,1

<u>Poppenreuth</u>					
Gesamtfisch VII	29.9.82	2,99	122,1	58,1	108,8
Filet VIII	Okt. 82	0,95	<18	14,8	47,4
Rest VIII	"	6,49	<18	29,6	12,2

Probe	Probenahme	U-238 mBq/kg frisch	Ra-226 mBq/kg frisch	Pb-210 mBq/kg frisch
<u>Treppenstein</u>				
Filet I	11.8.82	2960,7	2749,1	2884,5
Filet II	"	2375,0	4417,4	5164,1
Rest * I+II	"	17881,4	12055,7	18808,6
Filet III+IV	29.9.82	595,7	176,5	563,5
Rest III+ IV	"	3972,7	971,2	5545,9
Filet V	"	982,4	51,8	1305,7
Rest V	"	2738,7	1305,4	2957,4
Filet VI	"	518,0	76,6	444,0
Rest VI	"	3354,8	939,8	2651,8
Kleine Fische(Filet)	29.4.83	< 220	18,2	45,6
Kleine Fische(Rest)	"	< 1570	257,9	1837,6
Große Fische (Filet)	"	< 280	1614,9	748,9
Große Fische (Rest)	"	< 720	872,3	1005,3
Kleine Fische(Filet)	30.6.83	< 280	314,6	823,8
Kleine Fische(Rest)	"	< 1540	3432,1	1608,4
Große Fische (Filet)	"	< 280	197,8	361,8
Große Fische (Rest)	"	< 1360	2602,6	1448,8
Kleine Fische(Filet)	28.9.83	< 250	125,6	592,7
Kleine Fische(Rest)	"	< 1140	1303,4	1210,3
Große Fische (Filet)	"	< 280	209,7	504,3
Große Fische (Rest)	"	< 1340	1899,9	1349,2
<u>Poppenreuth</u>				
Gesamtfisch VII	29.9.82	3657,8	1740,1	3258,9
Filet VIII	Okt. 82	< 170	141,2	451,7
Rest VIII	"	< 1170	192,1	792,6

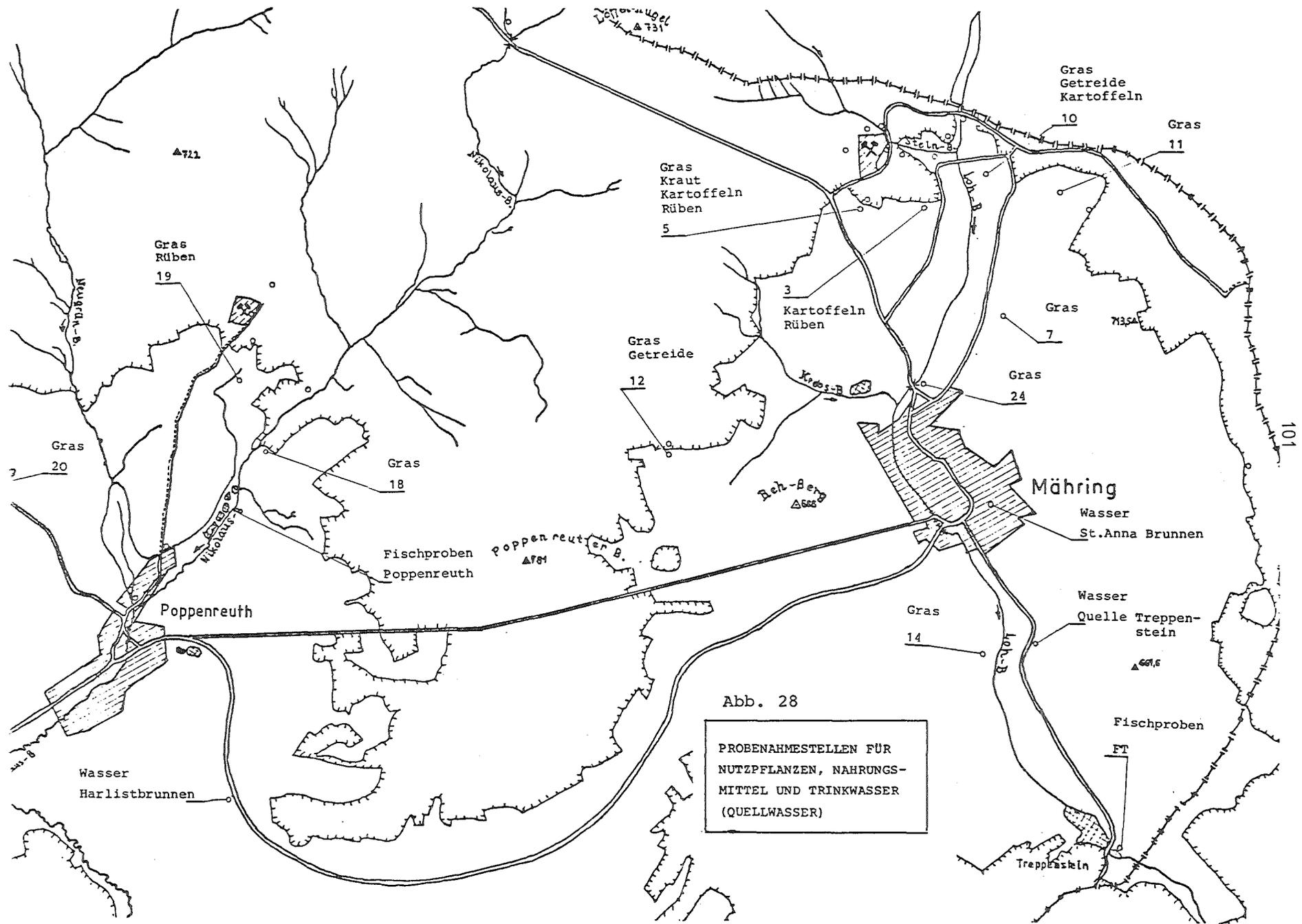


Abb. 28

PROBNAHMESTELLEN FÜR
NUTZPFLANZEN, NAHRUNGS-
MITTEL UND TRINKWASSER
(QUELLWASSER)

Tab.17:

Literaturwerte der Uran, Ra-226 und Pb-210 Konzentrationen in Pflanzen und Nahrungsmitteln.

Probe	Uran µg/kg frisch	Ra-226 mBq/kg frisch	Pb-210 mBq/kg frisch	Literatur
Getreide		740	670	(8)
Fisch		300	440	
Kartoffeln		220	110	
Milch(mBq/l)		7.4	37	
Getreide		740-8900		(9)
Gemüse		180-6300		
Forellen		50-7800		
Kartoffeln		1300		
Fleisch		74		
Milch(mBq/l)		10-1700		
Milch(mBq/l)		7- 360	<22- 170	(10)
Getreide(mBq/kg trocken)			5- 26	
Gemüse(mBq/kg trocken)			15- 860	
Heu, Gras(mBq/kg trocken)		100	190-1250	
Gemüse	0.5-0.8	18- 63	1100-2600	(24)
Kartoffeln	1 -2.9	30-100	37	
Obst	0.8-1.3	15		
Mehl	0.5	70-100	37	
Fleisch	0.4-1	0.4- 37	370	
Milch	0.01	10	18	
Fisch	0.2-0.4	190	1500	
Rüben			300	
Rüben-Blätter			1800	
Getreide				(13)
Hafer		300- 670		
Gerste		500- 670		
Pilze		74		
Forellen		1200	300-480	
Heu (mBq/kg trocken)		11100		
Milch(mBq/l)		200- 330	3-590	

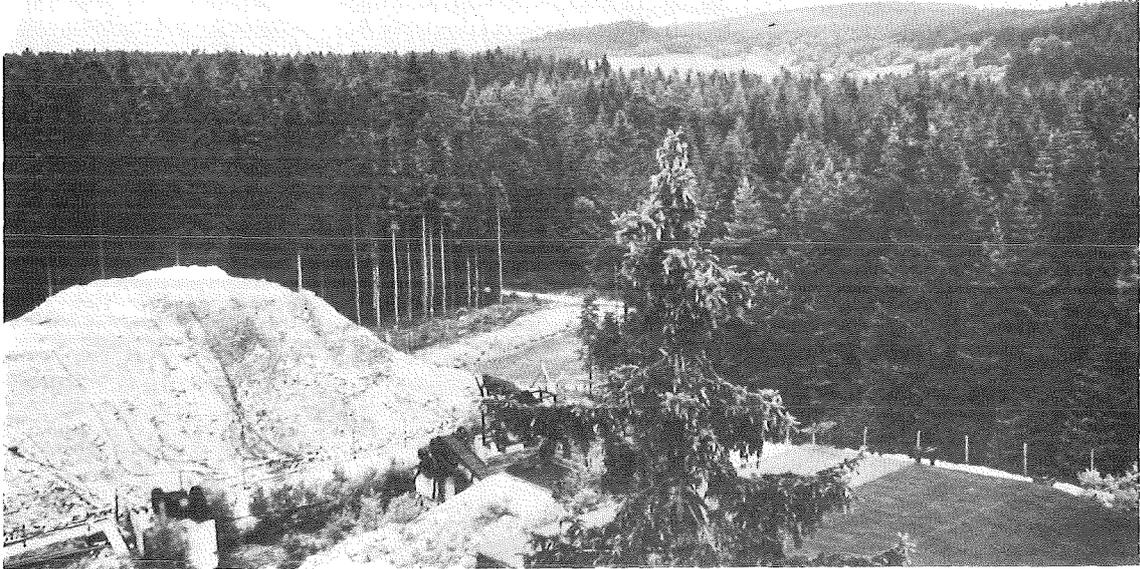
Probe	Uran µg/kg frisch	Ra-226 mBq/kg frisch	Pb-210 mBq/kg frisch	Literatur
Forellen- Fleisch		115		(15)
Gemüse		260- 370		
Kartoffeln		115		
Milch(mBq/l)		33- 360		
Gras(mBq/kg trocken)		740-7400		
Kartoffeln		18		(21)
Gemüse		37		
Milch(mBq/l)		7		
Gemüse			40	(22)
Getreide			81	
Kartoffeln			55	
Milch			11	
Fleisch			18	
Fisch			15	
Kartoffeln		37		(25)
Gemüse		50		
Kartoffeln		130	222	(31)
Milch		7	89	
Gemüse		233	1160	
Getreide		207	820	
Honig		11	222	
Forellen		60	160	
Pilze		5550	5180	
Futtermüben		222	370	

SONDERPROGRAMM NR.: 94 (Dr. Schmitz) - MAEHRING

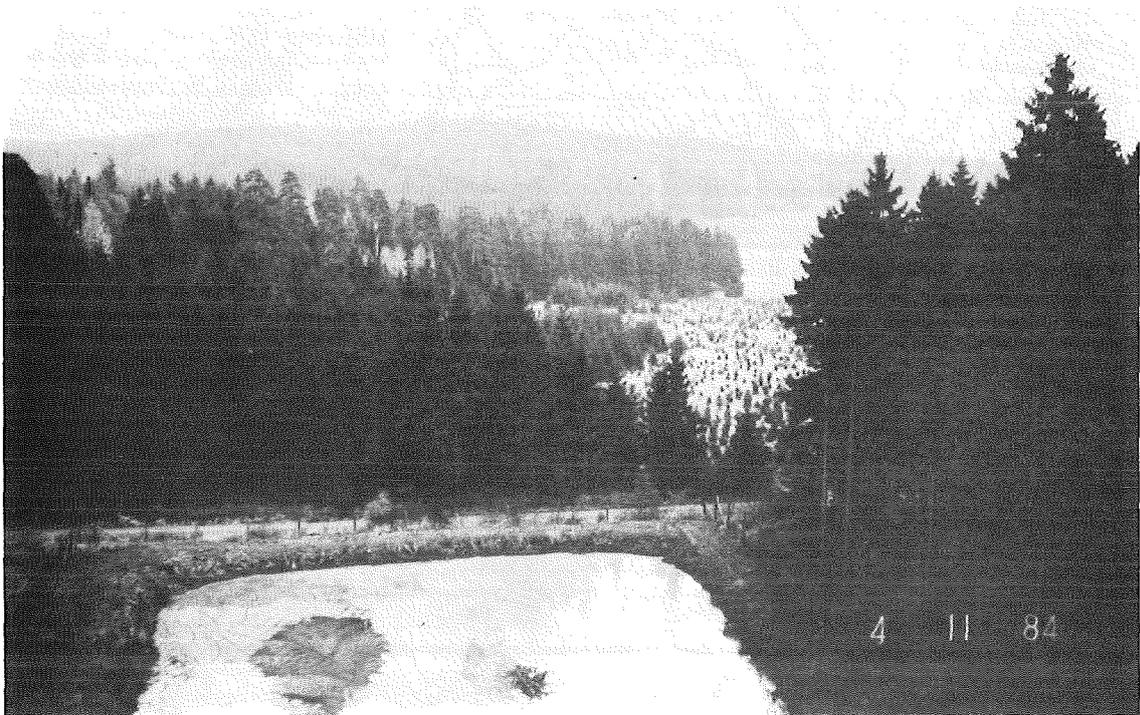
94	550	1.0782	2.0982	.8	.2	M8u
94	551	1.0482	2.0982	.3	.1	M7u
94	553	1.0782	2.0982	1.2	.2	M3u
94	554	1.0782	2.0982	1.2	.2	M5u
94	555	1.0782	2.0982	1.1	.2	H3u
94	556	1.0782	2.0982	1.9	.3	H2u
94	557	1.0782	2.0982	.9	.2	M10u
94	558	1.0782	2.0982	1.2	.2	M1u
94	559	1.0782	2.0982	1.4	.2	M2u
94	560	1.0782	2.0982	.8	.2	H6u
94	561	1.0782	2.0982	1.4	.2	M4u
94	562	1.0782	2.0982	1.5	.3	M2o
94	563	1.0782	2.0982	1.4	.2	M3o
94	564	1.0782	2.0982	1.1	.2	M1o
94	565	1.0782	2.0982	.8	.2	M12o
94	566	1.0782	2.0982	1.4	.2	M9o
94	567	1.0782	2.0982	.9	.2	H7u
94	568	1.0782	2.0982	.6	.2	H7o
94	570	1.0782	2.0982	.9	.2	M10o
94	571	1.0782	2.0982	.3	.1	M7o
94	572	1.0782	2.0982	2.2	.3	H2o
94	574	1.0782	2.0982	1.2	.2	M6o
94	575	1.0782	2.0982	.7	.2	M8o
94	576	1.0782	2.0982	1.8	.3	H1o
94	577	1.0782	2.0982	1.2	.2	M4o
94	578	1.0782	2.0982	.7	.2	M5o
94	579	1.0782	2.0982	.7	.2	H6o
94	580	1.0782	2.0982	.5	.2	H8u
94	581	1.0782	2.0982	1.0	.2	H3o
94	582	1.0782	2.0982	1.4	.2	H5o
94	583	1.0782	2.0982	2.3	.3	H4o
94	584	1.0782	2.0982	.2	.1	H8o
94	585	1.0882	2.0982	1.3	.4	H9u
94	586	1.0882	2.0982	.3	.3	H9o
94	587	2.0982	31.1082	3.2	.4	H1u
94	588	2.0982	31.1082	2.0	.3	M9o
94	589	2.0982	31.1082	4.0	.4	H5u
94	590	2.0982	31.1082	4.7	.5	H4u
94	591	2.0982	31.1082	2.0	.3	H3u
94	592	2.0982	31.1082	1.8	.3	M7o
94	593	2.0982	31.1082	3.5	.4	H8o
94	594	2.0982	31.1082	4.6	.5	H2u
94	595	2.0982	31.1082	3.8	.4	H4o
94	596	2.0982	31.1082	3.0	.4	H7u
94	597	2.0982	31.1082	3.2	.4	H6u
94	598	2.0982	31.1082	2.1	.3	M11o
94	599	0.0000	0.0000	0.0	0.0	unbenl
94	600	2.0982	31.1082	2.3	.3	M11u
94	601	2.0982	31.1082	1.9	.3	M10u
94	602	2.0982	31.1082	4.3	.5	H5o
94	603	2.0982	31.1082	2.6	.3	H8u
94	604	2.0982	31.1082	2.9	.4	H6o
94	605	2.0982	31.1082	4.3	.5	H2o
94	606	0.0000	0.0000	0.0	0.0	unbenl
94	607	2.0982	31.1082	2.9	.4	H1o
94	608	2.0982	31.1082	3.4	.4	H7o
94	609	2.0982	31.1082	3.5	.4	H3o
94	610	0.0000	0.0000	0.0	0.0	entwer
94	611	2.0982	31.1082	2.7	.3	M9u
94	612	0.0000	0.0000	0.0	0.0	entwer

DETEKTOR NR.	BEGINN	ENDE	RN-KONZENTR.	2-SIG FEHLER	ORT	
94	501	*27.0482	1.0782	2.1	.3	M9o1
94	502	27.0482	1.0782	2.5	.3	H5u1
94	503	27.0482	1.0782	3.9	.4	H4u1
94	504	27.0482	1.0782	3.4	.4	H3u1
94	505	27.0482	1.0782	2.4	.3	M7o1
94	506	27.0482	1.0782	2.2	.3	H8u1
94	507	27.0482	1.0782	2.9	.4	H2u1
94	508	27.0482	1.0782	3.4	.4	H4o1
94	509	27.0482	1.0782	2.7	.3	H7u1
94	510	27.0482	1.0782	2.5	.3	H6u1
94	511	27.0482	1.0782	2.4	.3	M11o1
94	512	27.0482	1.0782	2.5	.3	H8o1
94	513	27.0482	1.0782	2.2	.3	M11u1
94	514	27.0482	1.0782	2.4	.3	M10u1
94	515	27.0482	1.0782	2.4	.3	H5o1
94	516	27.0482	1.0782	2.1	.3	M8u1
94	517	27.0482	1.0782	2.7	.3	H6o1
94	518	27.0482	1.0782	3.0	.4	H2o1
94	519	27.0482	1.0782	2.5	.3	H1u1
94	520	27.0482	1.0782	1.5	.3	M8o1
94	521	27.0482	1.0782	2.8	.3	H1o1
94	522	27.0482	1.0782	1.7	.3	H7o1
94	523	27.0482	1.0782	2.5	.3	H3o1
94	524	27.0482	1.0782	2.9	.4	M1o1
94	525	27.0482	1.0782	3.5	.4	M9u1
94	526	27.0482	1.0782	2.0	.3	M12u1
94	527	27.0482	1.0782	2.3	.3	M6u1
94	528	27.0482	1.0782	2.4	.3	M4u1
94	529	27.0482	1.0782	2.8	.3	M1u1
94	530	27.0482	1.0782	2.9	.4	M5u1
94	531	27.0482	1.0782	3.2	.4	M12o1
94	532	27.0482	1.0782	3.0	.4	M3u1
94	533	27.0482	1.0782	2.4	.3	M7u1
94	534	27.0482	1.0782	3.0	.4	M2u1
94	535	27.0482	1.0782	3.3	.4	M2o1
94	537	27.0482	1.0782	2.4	.3	M10o1
94	538	27.0482	1.0782	2.4	.3	M6u1
94	539	27.0482	1.0782	3.0	.4	M3o1
94	540	27.0482	1.0782	1.8	.3	M5o1
94	545	1.0782	2.0982	.9	.2	M9u
94	546	1.0782	2.0982	1.3	.2	H5u
94	547	1.0782	2.0982	1.6	.3	H1u
94	548	1.0782	2.0982	2.7	.3	H4u
94	549	1.0782	2.0982	.8	.2	M12u

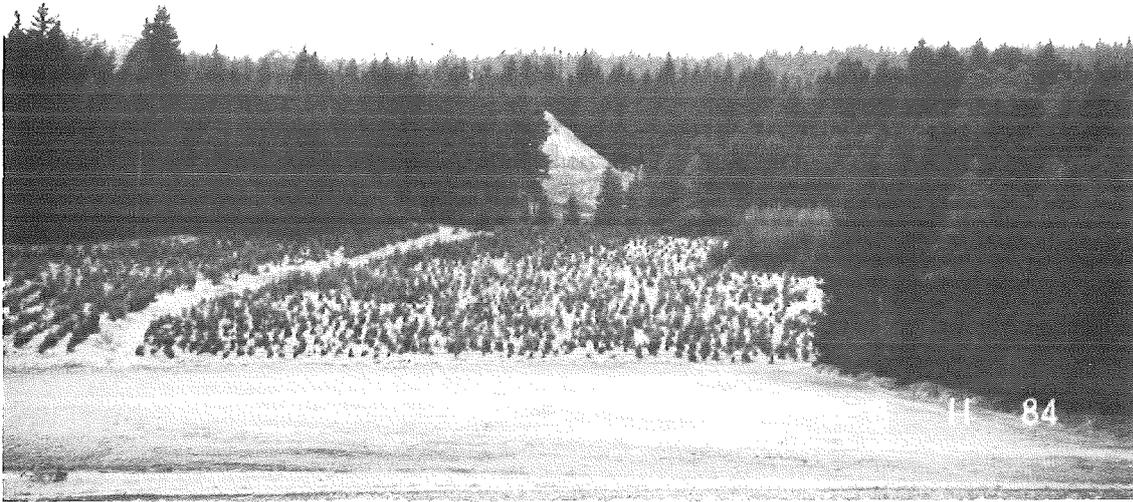
94	613	2.0982	31.1082	2.7	.3	M6u	94	675	31.0183	2.0583	.9	.2	M2o
94	614	2.0982	31.1082	3.0	.4	M4u	94	676	31.0183	2.0583	1.3	.2	M2u
94	615	0.0000	0.0000	0.0	0.0	entwe	94	677	31.0183	2.0583	.8	.2	M3o
94	616	2.0982	31.1082	2.2	.3	M5u	94	678	31.0183	2.0583	1.4	.2	M3u
94	617	0.0000	0.0000	0.0	0.0	entwe	94	679	31.0183	2.0583	.5	.1	GEDEFFN
94	618	2.0982	31.1082	2.7	.4	M3u	94	680	31.0183	2.0583	.5	.1	GEDEFFN
94	619	2.0982	31.1082	2.3	.3	M7u	94	681	31.0183	2.0583	.5	.1	M5o
94	620	2.0982	31.1082	3.1	.4	M2u	94	682	31.0183	2.0583	.5	.1	M5u
94	621	2.0982	31.1082	2.5	.3	M2o	94	683	31.0183	2.0583	.6	.1	M6o
94	622	2.0982	31.1082	2.4	.3	M4o	94	684	31.0183	2.0583	.8	.2	M6u
94	623	2.0982	31.1082	2.4	.3	M10o	94	685	31.0183	2.0583	.2	.1	M7o
94	624	2.0982	31.1082	2.3	.3	M6o	94	686	31.0183	2.0583	.2	.1	M7u
94	625	2.0982	31.1082	2.9	.4	M3o	94	687	31.0183	2.0583	.5	.1	M8o
94	626	2.0982	31.1082	1.7	.3	M5o	94	688	31.0183	2.0583	.6	.1	GEDEFFN
94	627	2.0982	31.1082	2.1	.3	M8o	94	689	31.0183	2.0583	.4	.1	M9o
94	628	2.0982	31.1082	2.1	.3	H9u	94	690	31.0183	2.0583	.4	.1	M9u
94	629	2.0982	31.1082	1.8	.3	M8u	94	691	31.0183	2.0583	.4	.1	M10o
94	630	30.0882	31.1082	2.6	.3	H9o	94	692	31.0183	2.0583	.5	.1	M10u
94	631	29.1082	31.0183	1.0	.2	M1o	94	693	31.0183	2.0583	.2	.1	M11o
94	632	29.1082	31.0183	1.0	.2	M1u	94	694	31.0183	2.0583	.6	.1	M11u
94	633	29.1082	31.0183	.9	.2	M2o	94	695	31.0183	2.0583	.5	.1	M12o
94	634	29.1082	31.0183	1.2	.2	M2u	94	696	31.0183	2.0583	.3	.1	M12u
94	635	29.1082	31.0183	.9	.2	M3o	94	697	31.0183	2.0583	.5	.1	H1o
94	636	29.1082	31.0183	1.1	.2	M3u	94	698	31.0183	2.0583	.4	.1	H1u
94	637	29.1082	31.0183	.3	.1	M4o	94	699	31.0183	2.0583	1.0	.2	H2o
94	638	29.1082	31.0183	.7	.1	M4u	94	700	31.0183	2.0583	.6	.1	H2u
94	639	29.1082	31.0183	.3	.1	M5o	94	701	31.0183	2.0583	.9	.1	H3o
94	640	29.1082	31.0183	.9	.2	M5u	94	702	31.0183	2.0583	.7	.1	H3u
94	641	29.1082	31.0183	.7	.1	M6o	94	703	31.0183	2.0583	1.0	.2	H4u
94	642	29.1082	31.0183	.8	.2	M6u	94	704	31.0183	2.0583	.7	.1	H4u
94	643	0.0000	0.0000	0.0	0.0	M7o	94	705	31.0183	2.0583	.9	.1	H5o
94	644	29.1082	31.0183	.4	.1	M7u	94	706	31.0183	2.0583	.9	.1	H5u
94	645	29.1082	31.0183	.5	.1	M8o	94	707	31.0183	2.0583	.4	.1	H6o
94	646	29.1082	31.0183	.6	.1	M8u	94	708	31.0183	2.0583	.4	.1	H6u
94	647	29.1082	31.0183	.3	.1	M9o	94	709	31.0183	2.0583	.6	.1	H7o
94	648	29.1082	31.0183	.9	.2	M9u	94	710	31.0183	2.0583	.2	.1	H7u
94	649	29.1082	31.0183	.4	.1	M10o	94	711	31.0183	2.0583	.5	.1	H8o
94	650	29.1082	31.0183	.5	.1	M10u	94	712	31.0183	2.0583	.5	.1	H8u
94	651	0.0000	0.0000	0.0	0.0	M11o	94	713	31.0183	2.0583	.5	.1	H9o
94	652	29.1082	31.0183	.7	.1	M11u	94	714	31.0183	2.0583	.5	.1	H9u
94	653	29.1082	31.0183	.2	.1	H5o	94	715	31.0183	2.0583	.4	.1	M13o
94	654	29.1082	31.0183	.8	.1	M12u	94	716	31.0183	2.0583	.3	.1	M13o
94	655	29.1082	31.0183	.8	.2	H1o	94	717	31.0183	2.0583	17.0	1.2	LAB1
94	656	29.1082	31.0183	1.6	.2	H1u	94	718	31.0183	2.0583	17.5	1.3	LAB1
94	657	29.1082	31.0183	1.7	.2	H2o	94	719	31.0183	2.0583	32.6	6.5	T2
94	658	29.1082	31.0183	1.6	.2	H2u	94	720	31.0183	2.0583	29.6	6.2	T1
94	661	0.0000	0.0000	0.0	0.0	H4o	94	722	29.0483	29.0683	1.2	.2	M1o
94	662	29.1082	31.0183	1.6	.2	H4u	94	723	29.0483	29.0683	1.3	.2	M1u
94	663	29.1082	31.0183	1.3	.2	H5o	94	724	29.0483	29.0683	1.2	.2	M2o
94	664	29.1082	31.0183	1.0	.2	H5u	94	725	29.0483	29.0683	1.0	.2	M2u
94	665	29.1082	31.0183	2.1	.2	H6o	94	726	29.0483	29.0683	.9	.2	M3o
94	666	29.1082	31.0183	1.0	.2	H6u	94	727	29.0483	29.0683	1.1	.2	M3u
94	667	29.1082	31.0183	.6	.1	H7o	94	728	29.0483	29.0683	.7	.1	M4o
94	668	29.1082	31.0183	.8	.1	H7u	94	729	29.0483	29.0683	.7	.2	M4u
94	669	0.0000	0.0000	0.0	0.0	H8o	94	730	29.0483	29.0683	.4	.1	M5o
94	670	0.0000	0.0000	0.0	0.0	H8u	94	731	29.0483	29.0683	.7	.1	M5u
94	671	29.1082	31.0183	.9	.2	H9o	94	732	29.0483	29.0683	1.1	.2	M6o
94	672	29.1082	31.0183	1.1	.2	H9u	94	733	29.0483	29.0683	1.0	.2	M6u
94	673	31.0183	2.0583	1.1	.2	M1o	94	734	29.0483	29.0683	.7	.1	M7o
94	674	31.0183	2.0583	.9	.2	M1u	94	735	29.0483	29.0683	.9	.2	M7u



Haldenlaugung auf dem Betriebsgelände "Wäldel"/Mähring



Schlammteich und Waldschneise zum Londach



Verlauf des Steinbachs und Lage der Laugungshalde



Lohbach vom Steinbach zur CSSR-Grenze