

**Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität  
in Böden seit dem  
Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren**  
Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen



**Bayerisches Landesamt  
für Umwelt**

## **Augsburg, 2006**

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg  
Tel.: (0821) 90 71 - 0  
Fax: (0821) 90 71 - 55 56  
eMail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: <http://www.bayern.de/lfu>

Verfasser: K. Goussios  
T. Pfau  
B. Schilling  
A. Wolf

Zitiervorschlag: Bayer. Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Augsburg, 2006.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV).

Für den Inhalt der Beiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich.

© Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006

Gedruckt auf Recyclingpapier

**Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in  
Böden seit dem  
Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren**  
Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen



**Bayerisches Landesamt  
für Umwelt**





# Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren

Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen

## Vorwort



Liebe Leserin, lieber Leser,

mit dem hier vorliegenden Bericht präsentiert das Bayerische Landesamt für Umwelt der Öffentlichkeit ein zusammenhängendes und detailliertes Bild über die radioaktive Kontamination der Böden in Bayern. Der Boden ist besonders bedeutend, weil dort ein Teil der Radioaktivität des Reaktorunfalls abgelagert und angereichert wurde. Der Boden ist zugleich das sensible Anfangsglied der Transferkette über Kulturpflanzen. Im Bericht wird unter anderem der Eintrag der einzelnen aus Tschernobyl stammenden radioaktiven Stoffe in den Erdboden nachgezeichnet. Das Ausmaß der Strahlenbelastung im Boden wird anhand von langjährigen Untersuchungen in Verteilungskarten mit deren zeitlicher Entwicklung von 1986 bis heute vorgestellt. Der zweite Teil der Veröffentlichung stellt die Entwicklung der Strahlenbelastung in den Waldböden dar. Dazu wurden die Ergebnisse der acht Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Landesamtes ausgewertet.

Zusammenfassend können wir feststellen, dass 20 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl von den landwirtschaftlich genutzten Böden keine Übertragung künstlicher radioaktiver Stoffe auf Lebens- und Futtermittel nachweisbar ist. Eine Ausnahme stellt das Waldökosystem dar; die von dort stammenden Lebensmittel (Wildpilze, Wildbret) sind für die Ernährung der Bevölkerung jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Augsburg, im Dezember 2006

Prof. Dr.-Ing. Albert Göttle  
Präsident  
Bayerisches Landesamt für Umwelt



## Inhaltsverzeichnis

<b>Teil 1 – Zusammenfassende Gesamtdarstellung</b>	<b>5</b>
1 Ursache der Bodenkontamination aus der Retrospektive	7
2 Zeitlicher Verlauf des Eintreffens der Radioaktivität und in der Luft sowie im Niederschlag nachgewiesene Nuklide	10
3 Bodenablagerung der Radioaktivität	14
4 Durch Bodenkontamination bedingte äußere Strahlenbelastung	17
5 Darstellung des bayernweiten Radiocäsium-Aktivitätseintrags mittels „In-situ“-Gammaskopie	22
6 Bodenkontamination in Bayern und deren zeitliche Veränderung	24
6.1 Aktivitätswerte in Ackerland	25
6.2 Aktivitätswerte in Weideböden	30
6.3 Aktivitätswerte in Waldböden	38
7 Fazit	43
Literatur	44
<b>Teil 2 – Waldböden 20 Jahre nach Tschernobyl</b>	<b>45</b>
1 Einleitung	47
2 Probenahme und Messmethoden	49
3 Ergebnisse	50
3.1 Radioaktive Belastung des Bodens durch den Tschernobyl-Fallout	50
3.2 Entwicklung der radioaktiven Belastung im Boden seit dem Tschernobyl-Fallout	53
3.3 Vergleich anthropogen und geogen verursachte radioaktive Belastung des Bodens	59
3.4 Verlagerung von radioaktiven Substanzen im Boden	61
4 Zusammenfassung	64
Literatur	65



# Teil 1

## „Zusammenfassende Gesamtdarstellung“

*Von Konstantinos Goussios, Thomas Pfau, Anita Wolf.*



## 1 Ursache der Bodenkontamination aus der Retrospektive

Durch den schweren Reaktorunfall von Tschernobyl (Ukraine), der sich am Samstag dem 26. April 1986 um 1.23 Uhr Ortszeit (Ortszeit = Weltzeit + 4 Stunden) in dem von München rund 1.400 km entfernten Kernkraftwerk ereignete, wurden durch Explosion und nachfolgendem Brand während der darauf folgenden 10 Tage erhebliche Mengen des radioaktiven Kerninventars in die zunächst bodennahe Atmosphäre freigesetzt. Durch thermischen Auftrieb gelangten die Brandgase mit den radioaktiven Inhaltsstoffen in Höhen bis über 1.500 m und wurden von dort durch starke Luftströmungen mit Windgeschwindigkeiten von 30 bis 50 km/h weiträumig verfrachtet.

In **Abbildung 1** sind einige Kernkenndaten tabellarisch zusammengestellt. Daraus geht hervor, dass der Reaktor zum Unfallzeitpunkt mit rund

$$3,36 \frac{\text{kg UO}_2}{\text{Brennstab}} \cdot 18 \frac{\text{Brennstäbe}}{\text{Brennelement}} \cdot 2 \frac{\text{Brennelemente}}{\text{Druckrohr}} \cdot 1.659 \text{ Druckrohre} = 200.673 \text{ kg} \approx 201 \text{ t}$$

Brennstoffgesamtmasse beladen war.

Hiervon wurden ungefähr 7 t [1, 2], also etwa 3,5 %, während des Unfallverlaufs aus der zerstörten Reaktoranlage 4 in die Atmosphäre ausgestoßen. Wovon sich nach sowjetischen Angaben [3]

auf dem Anlagengelände	0,3 – 0,5 % (0,6 – 1 t)	des Kerninventars,
0 – 20 km	1,5 – 2,0 % (3 – 4 t)	des Kerninventars und
> 20 km	1,0 – 1,5 % (2 – 3 t)	des Kerninventars verteilen.

Brennstoff	UO <sub>2</sub>
Anreicherung	2 % Uran-235
mittlerer Abbrand nach 715 Betriebstagen	ca. 10,3 MWd/kg
Gewicht des UO <sub>2</sub> im Brennstab	3.360 g
Brennstäbe pro Brennstabbündel	18
Brennstabbündel pro Brennelement	2 übereinander
zum Zeitpunkt der Explosion im Kern	1.659 zweiteilige von Druckrohren umschlossene Brennelemente

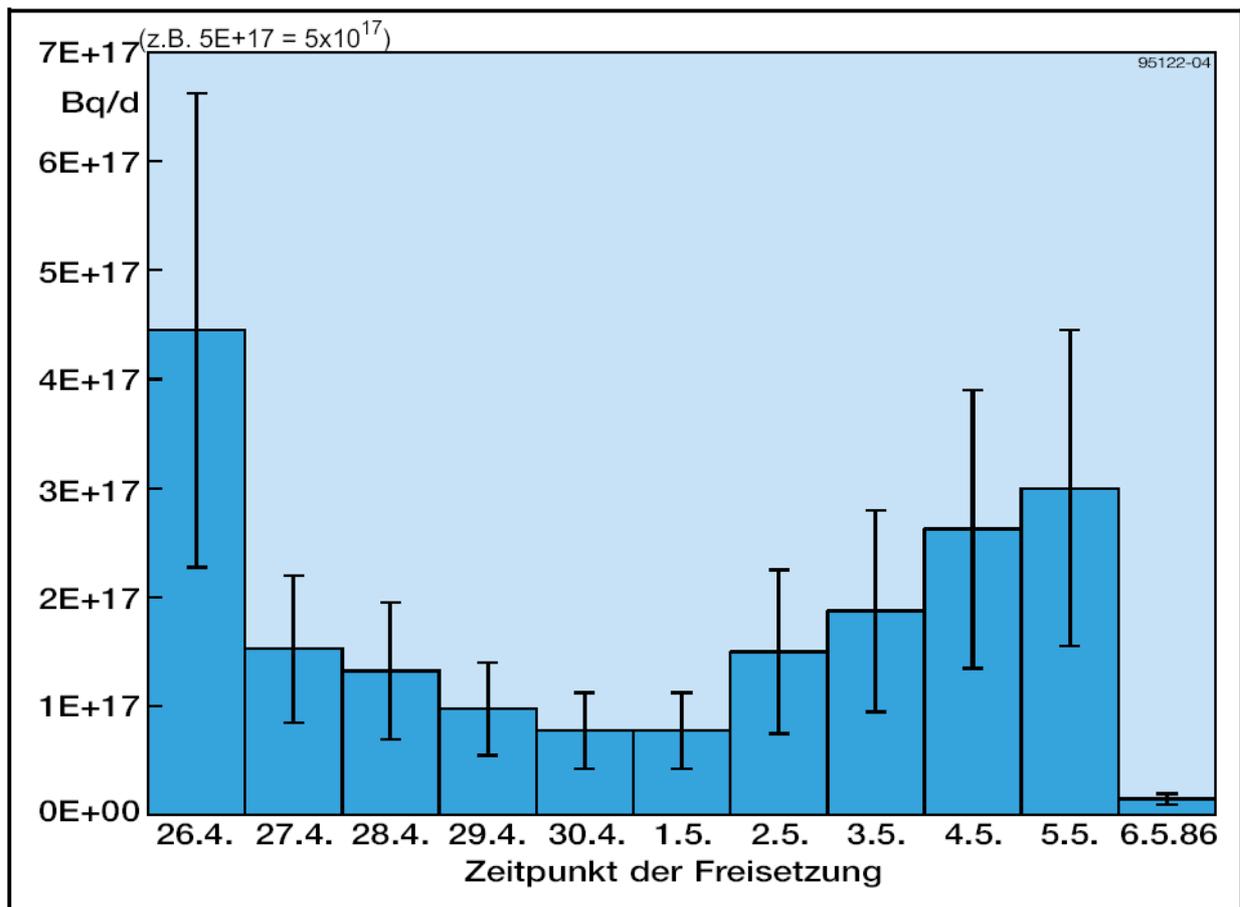
**Abb. 1:** Einige Kernkenndaten des havarierten Siedewasser-Druckröhrenreaktors von Tschernobyl (entnommen aus GRS-121 1996 [4]).

**Abbildung 2** zeigt in tabellarischer Form den abgeschätzten Quellterm [1], also die Freisetzunganteile für verschiedene Nuklidgruppen bezogen auf das Kerninventar zum Unfallzeitpunkt. Dabei wurden die Angaben der Aktivitätsfreisetzung bzw. des Kerninventars (Bq) mit den sich jeweils daraus ergebenden Massen (kg) ergänzt. Demnach lag die atmosphärische Aktivitätsfreisetzung in der Größenordnung von insgesamt rund 9.200 Milliarden Becquerel ( $9,2 \cdot 10^{18}$  Bq). Davon entfielen etwa 70 % auf die biologisch kaum wirksamen Edelgase, rund 20 % auf das im Wesentlichen nur bis etwa Ende Mai 1986 radiologisch bedeutsame leichtflüchtige und kurzlebige Halogen Iod-131 sowie ca. 1,5 % auf die beiden dosisführenden längerlebigen Alkalimetalle Cäsium-137 und Cäsium-134.

Nuklidgruppe		physikalische Halbwertszeit	Aktivitätsfreisetzung in Bq	freigesetzte Masse in kg	Inventar zum Unfallzeitpunkt in Bq	Anteil an Kernmasse in kg	freigesetzter Aktivitätsanteil in %
<i>Edelgase:</i>							
Krypton-85	Kr 85	10,76 Jahre	$3,3 \cdot 10^{16}$	2,282	$3,3 \cdot 10^{16}$	2,28	~100
Xenon-133	Xe 133	5,25 Tage	$6,5 \cdot 10^{18}$	0,939	$6,5 \cdot 10^{18}$	0,94	~100
Summe			$6,5 \cdot 10^{18}$	3,221	$6,5 \cdot 10^{18}$	3,22	
<i>leichtflüchtige Stoffe:</i>							
Iod-131	I 131	8,02 Tage	$1,8 \cdot 10^{18}$	0,391	$3,6 \cdot 10^{18}$	0,78	50
Antimon-125	Sb 125	2,77 Jahre	$2,9 \cdot 10^{15}$	0,076	$1,9 \cdot 10^{16}$	0,50	15
Cäsium-134	Cs 134	2,06 Jahre	$5,0 \cdot 10^{16}$	1,043	$1,5 \cdot 10^{17}$	3,13	33
Cäsium-137	Cs 137	30,17 Jahre	$8,6 \cdot 10^{16}$	26,873	$2,6 \cdot 10^{17}$	81,24	33
Summe			$1,9 \cdot 10^{18}$	28,383	$4,0 \cdot 10^{18}$	82,03	
<i>schwerflüchtige Stoffe:</i>							
Zirkonium-95	Zr 95	64 Tage	$1,4 \cdot 10^{17}$	0,176	$4,4 \cdot 10^{18}$	5,54	3,2
Ruthenium-103	Ru 103	39,35 Tage	$1,2 \cdot 10^{17}$	0,101	$4,1 \cdot 10^{18}$	3,44	2,9
Ruthenium-106	Ru 106	373,6 Tage	$2,5 \cdot 10^{16}$	0,263	$8,5 \cdot 10^{17}$	8,94	2,9
Barium-140	Ba 140	12,75 Tage	$1,6 \cdot 10^{17}$	0,059	$2,9 \cdot 10^{18}$	1,07	5,5
Cer-141	Ce 141	32,5 Tage	$1,2 \cdot 10^{17}$	0,114	$4,3 \cdot 10^{18}$	4,08	2,8
Cer-144	Ce 144	284,8 Tage	$9,0 \cdot 10^{16}$	0,764	$3,2 \cdot 10^{18}$	27,16	2,8
Strontium-89	Sr 89	50,5 Tage	$8,0 \cdot 10^{16}$	0,074	$2,0 \cdot 10^{18}$	1,86	4,0
Strontium-90	Sr 90	28,64 Jahre	$8,0 \cdot 10^{15}$	1,559	$2,0 \cdot 10^{17}$	38,97	4,0
Summe			$7,4 \cdot 10^{17}$	3,110	$2,2 \cdot 10^{19}$	44,51	
<i>Transurane:</i>							
Plutonium-238	Pu 238	87,74 Jahre	$3,3 \cdot 10^{13}$	0,052	$9,3 \cdot 10^{14}$	1,47	3,5
Plutonium-239	Pu 239	24.110 Jahre	$3,4 \cdot 10^{13}$	14,811	$9,6 \cdot 10^{14}$	418,20	3,5
Plutonium-240	Pu 240	6.563 Jahre	$5,3 \cdot 10^{13}$	6,311	$1,5 \cdot 10^{15}$	178,62	3,5
Plutonium-241	Pu 241	14,35 Jahre	$6,3 \cdot 10^{15}$	1,647	$1,8 \cdot 10^{17}$	47,06	3,5
Americium-241	Am 241	432,2 Jahre	$4,9 \cdot 10^{12}$	0,039	$1,4 \cdot 10^{14}$	1,10	3,5
Americium-243	Am 243	7.370 Jahre	$2,0 \cdot 10^{11}$	0,027	$5,7 \cdot 10^{12}$	0,77	3,5
Curium-242	Cm 242	162,94 Tage	$1,1 \cdot 10^{15}$	0,009	$3,1 \cdot 10^{16}$	0,25	3,5
Curium-244	Cm 244	18,1 Jahre	$6,3 \cdot 10^{12}$	0,002	$1,8 \cdot 10^{14}$	0,06	3,5
Summe			$7,5 \cdot 10^{15}$	22,898	$2,1 \cdot 10^{17}$	647,53	
Gesamtsumme			$9,2 \cdot 10^{18}$	57,613	$3,3 \cdot 10^{19}$	777,29	
prozentual			28,2 %	7,4 %	100 %	100 %	

**Abb. 2:** Abgeschätzter Quellterm des Tschernobyl-Unfalls nach Krüger et. al. 1996 [1].

**Abbildung 3** skizziert den zeitlichen Verlauf der freigesetzten Spaltprodukte nach Unfalleintritt. Die Emission erstreckte sich, wie zu erkennen, über insgesamt zehn Tage. Am Unfalltag war der Ausstoß am höchsten. Durch Zuschütten des Reaktors mit mehr als 5.000 t verschiedenster Materialien (Blei, Borcarbid, Dolomit, Sand und Lehm) wurde die Emission zeitweilig begrenzt. Die Freisetzung erhöhte sich nach sechs Tagen erneut, als wegen der Zuschüttung die Kernkühlung durch die Außenluft eingeschränkt wurde und die Kerntemperaturen lokal wieder anstiegen. Durch Einblasen von Stickstoff in den Kernbereich ab dem 4. Mai 1986 wurde die Spaltproduktfreisetzung am 6. Mai 1986 praktisch beendet.



**Abb. 3:** Geschätzter zeitlicher Verlauf der täglichen Aktivitätsfreisetzung (ohne Edelgase) aus der zerstörten Reaktoranlage 4 während der insgesamt zehn Tage dauernden Freisetzungsphase nach Unfallbeginn am 26. April 1986 (entnommen aus GRS-121 1996 [4]).

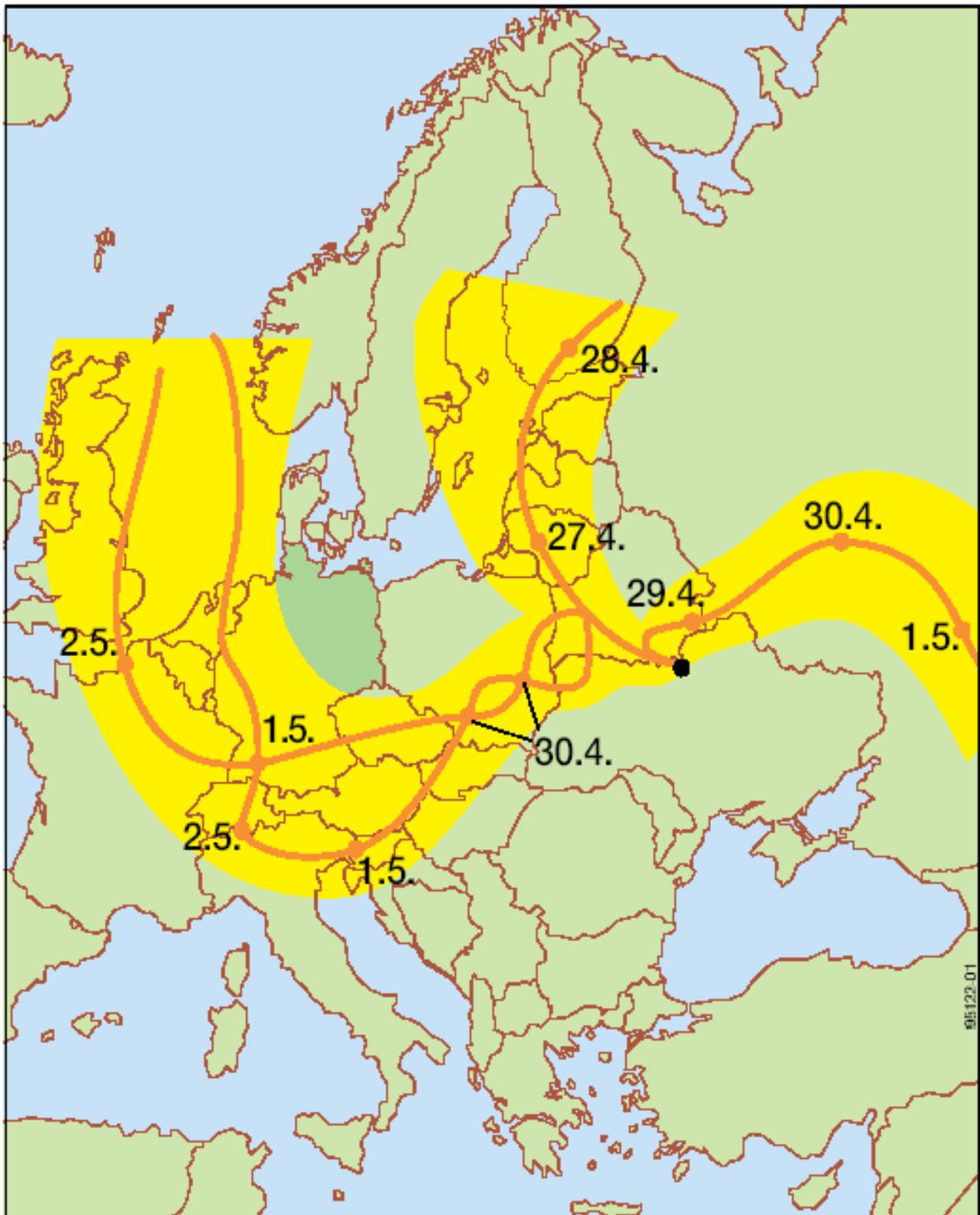
## 2 Zeitlicher Verlauf des Eintreffens der Radioaktivität und in der Luft sowie im Niederschlag nachgewiesene Nuklide

Die höchste Aktivitätsfreisetzung geschah am 26. April 1986 (Samstag) und wurde mit einer am Unfallort herrschenden starken Windströmung zunächst in nordnordwestliche Richtung innerhalb von 1 bis 2 Tagen, d. h. am 27. und 28. April 1986, in den skandinavischen Raum getragen. Die radioaktiv kontaminierten Luftmassen, die in Bayern am 30. April (Mittwoch) und 1. Mai 1986 aus Ost kräftig einströmten, wurden am 27. April (Sonntag) in Tschernobyl freigesetzt. In **Abbildung 4** sind diese Nord- und Mitteleuropa betreffenden Hauptausbreitungsrichtungen der aus Tschernobyl herantransportierten Aktivitätsfahnen dargestellt.

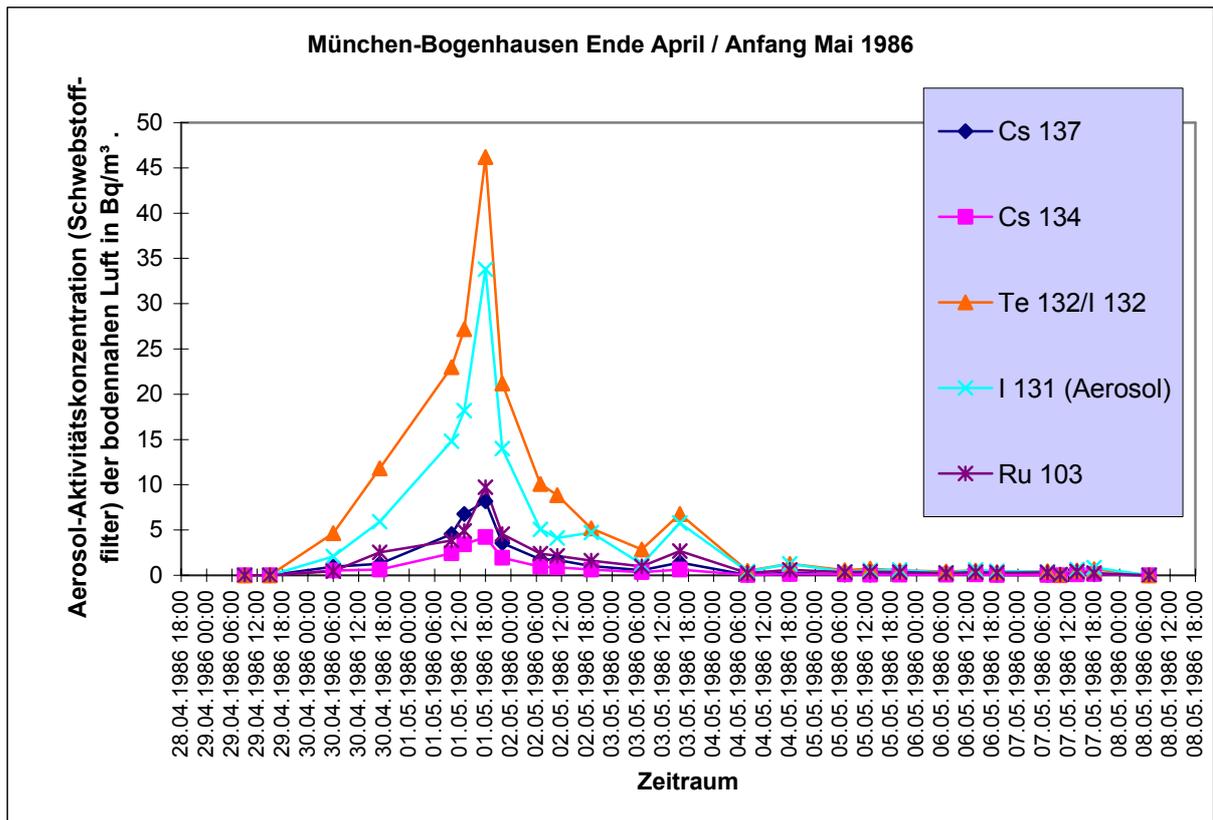
Aus **Abbildung 5** ist der dadurch bedingte Anstieg der aerosolgebundenen Spaltproduktaktivität in der bodennahen Luft im Raum München am 30. April 1986, mit seinem ausgeprägten Spitzenwert am 1. Mai 1986, deutlich erkennbar. Nach knapp einer Woche erreichte die Luftaktivität wieder Normalwerte. Mittels Luftprobensammler wurden damals von uns Schwebstofffilter beaufschlagt und gammaspektrometrisch ausgewertet. Bei dieser Probenahme wurde somit der gasförmige Anteil des Iod-131 nicht miterfasst. Das Verhältnis des gasförmigen zum aerosolgebundenen Iod lag bei etwa 2.

Der Zeitverlauf der daraus insgesamt kumulierten Gesamt-Beta-Aktivität in der bodennahen Luft von München ist in **Abbildung 6** aufgetragen. Dabei korreliert der Luftaktivitätsanstieg mit dem Eintreffen der Wolke und den in diesem Zeitraum einhergehenden heftigen lokalen Regenfällen, wodurch nun ein großer Teil der in der Luft an Aerosoleilchen angelagerten Betastrahlern mit dem Niederschlag kräftig ausgewaschen und auf dem Erdboden sowie dessen Bewuchs abgelagert wurde.

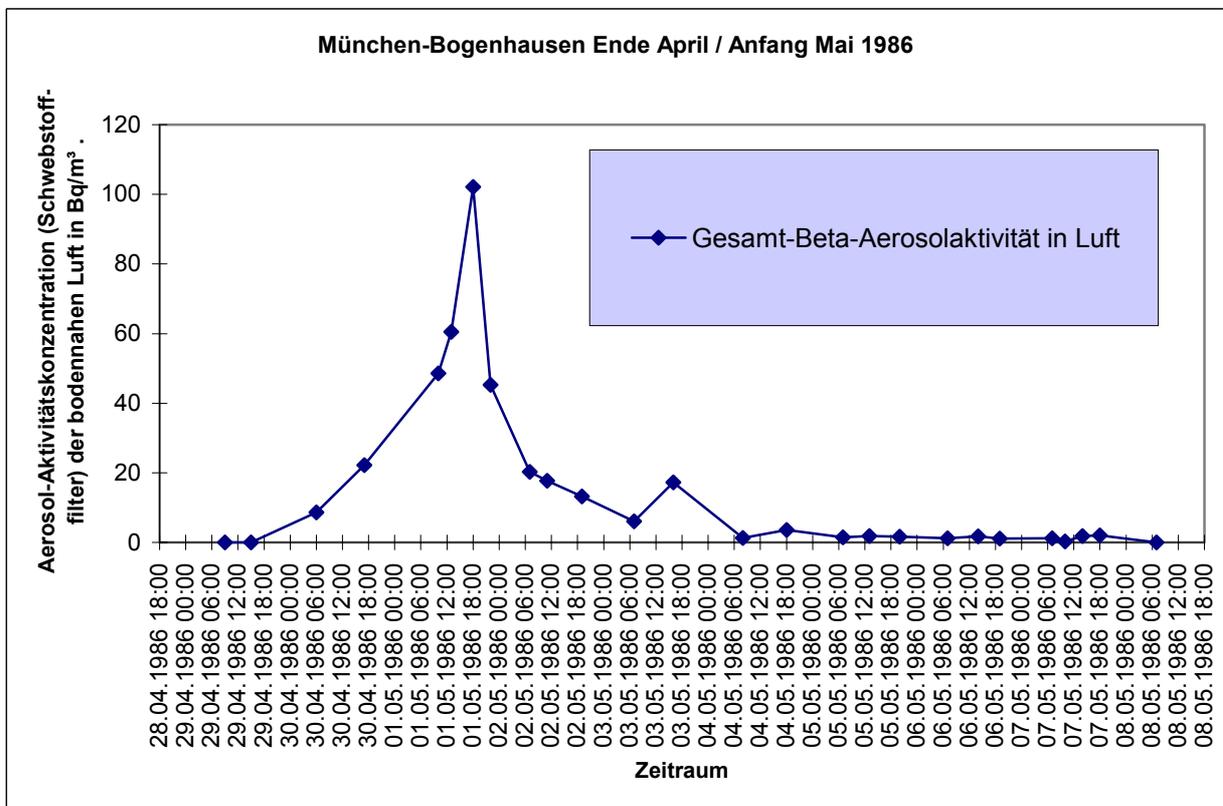
**Abbildung 7** zeigt den zeitlichen Verlauf der im Niederschlag von uns gemessenen Aktivitätskonzentration der wichtigsten gammastrahlenden Nuklide in München. Weitere Nuklide wurden zwar in vielen Proben nachgewiesen, jedoch in vergleichsweise geringen Konzentrationen [5]. Die gemessene Aktivitätskonzentration der Niederschläge (Bq/l) wurde über die Niederschlagsintensität ( $l/m^2$ ) in ein flächenbezogenes Aktivitätsmaß ( $Bq/m^2$ ) zur Bestimmung der Bodenkontamination umgerechnet.



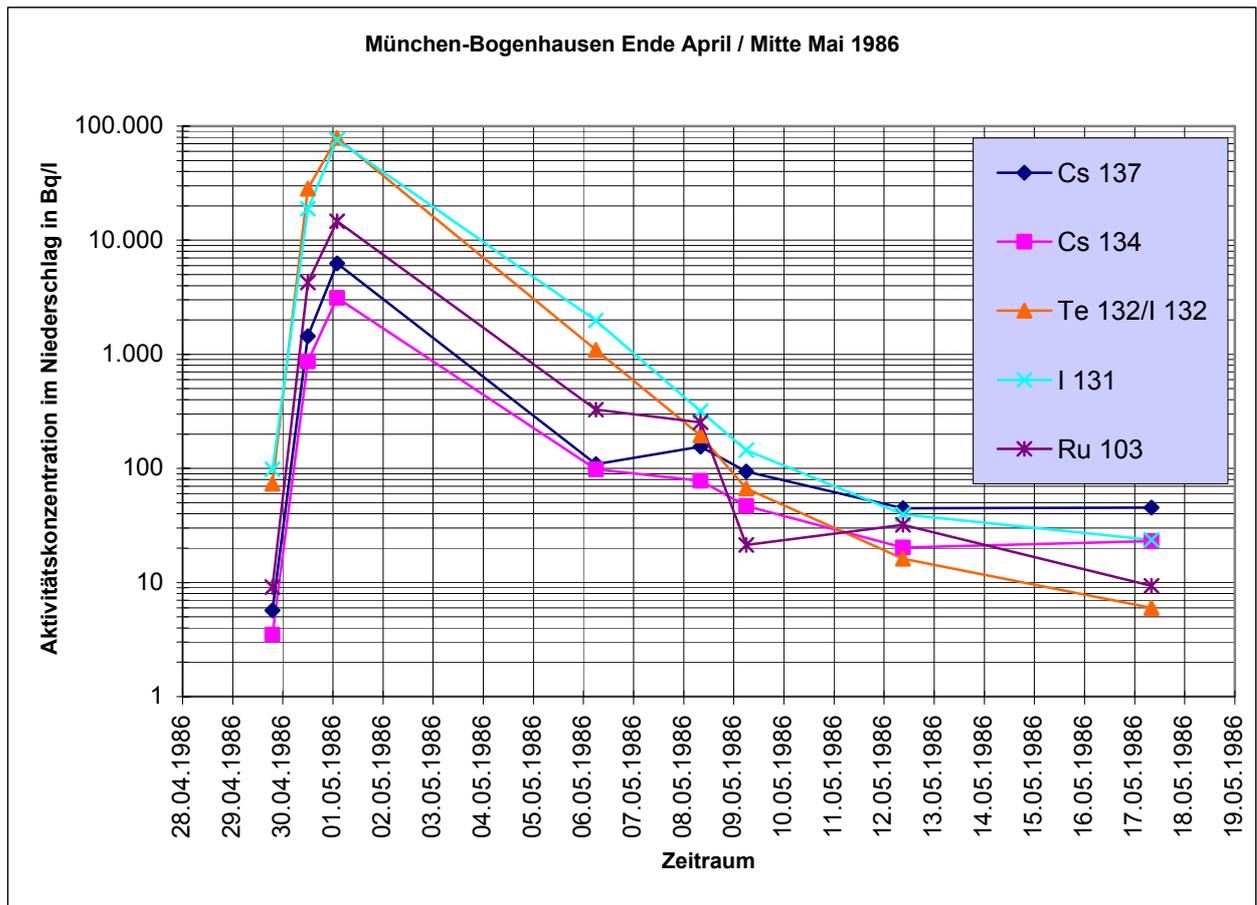
**Abb. 4:** *Hauptausbreitungsrichtungen der Aktivitätsfahnen vom 27. April bis 2. Mai 1986 (entnommen aus GRS-121 1996 [4]).*



**Abb. 5:** Nuklidspezifische Aerosol-Aktivitätskonzentration in der bodennahen Umgebungsluft des Bayerischen Umweltministeriums in München-Bogenhausen während des Durchzugs der radioaktiven Wolke aus Tschernobyl, gemessen vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU).



**Abb. 6:** Zeitverlauf der Gesamt-Beta-Aktivität in der bodennahen Luft in München-Bogenhausen während des Durchzugs der Wolke, ermittelt vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU).



**Abb. 7:** Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration im Niederschlag von München-Bogenhausen, gemessen vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU).

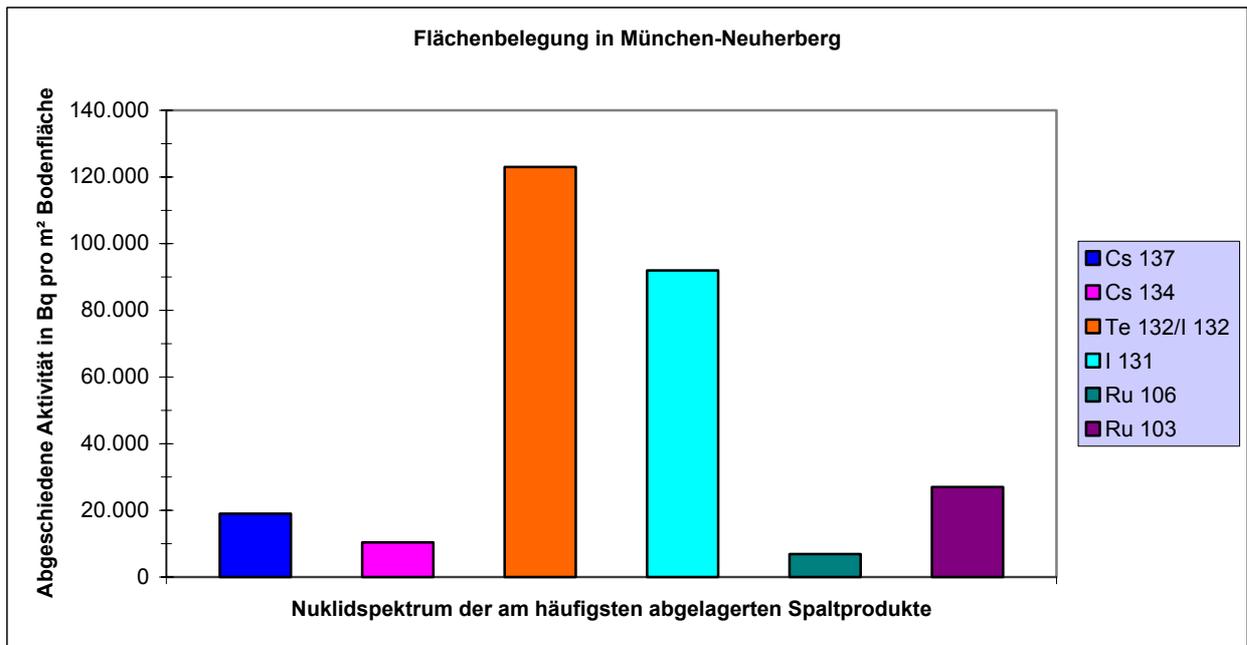
### 3 Bodenablagerung der Radioaktivität

**Abbildung 8** zeigt die durch Tschernobyl mit dem Niederschlag (nasse inkl. trockene Ablagerung) auf dem Boden in München-Neuherberg eingetragene Aktivität, wie sie vom Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GSF (vormals Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung) ermittelt wurde. In der Darstellung sind die häufigsten gammastrahlenden Spaltprodukte zusammengestellt [6]. Bemerkenswert ist, dass nach den von der sowjetischen Delegation auf der Expertenkonferenz der Internationalen Atomenergiebehörde IAEA in Wien im August 1986 bekannt gegebenen Informationen, die am 17. Mai 1986 gemessene Bodenkontamination im nördlichen Teil der 30 km-Zone von Tschernobyl eine ähnliche Nuklidzusammensetzung aufgewiesen hat. Allerdings war die Dimension der Ablagerungen bei Tschernobyl etwa 1.000 mal größer als in München [7].

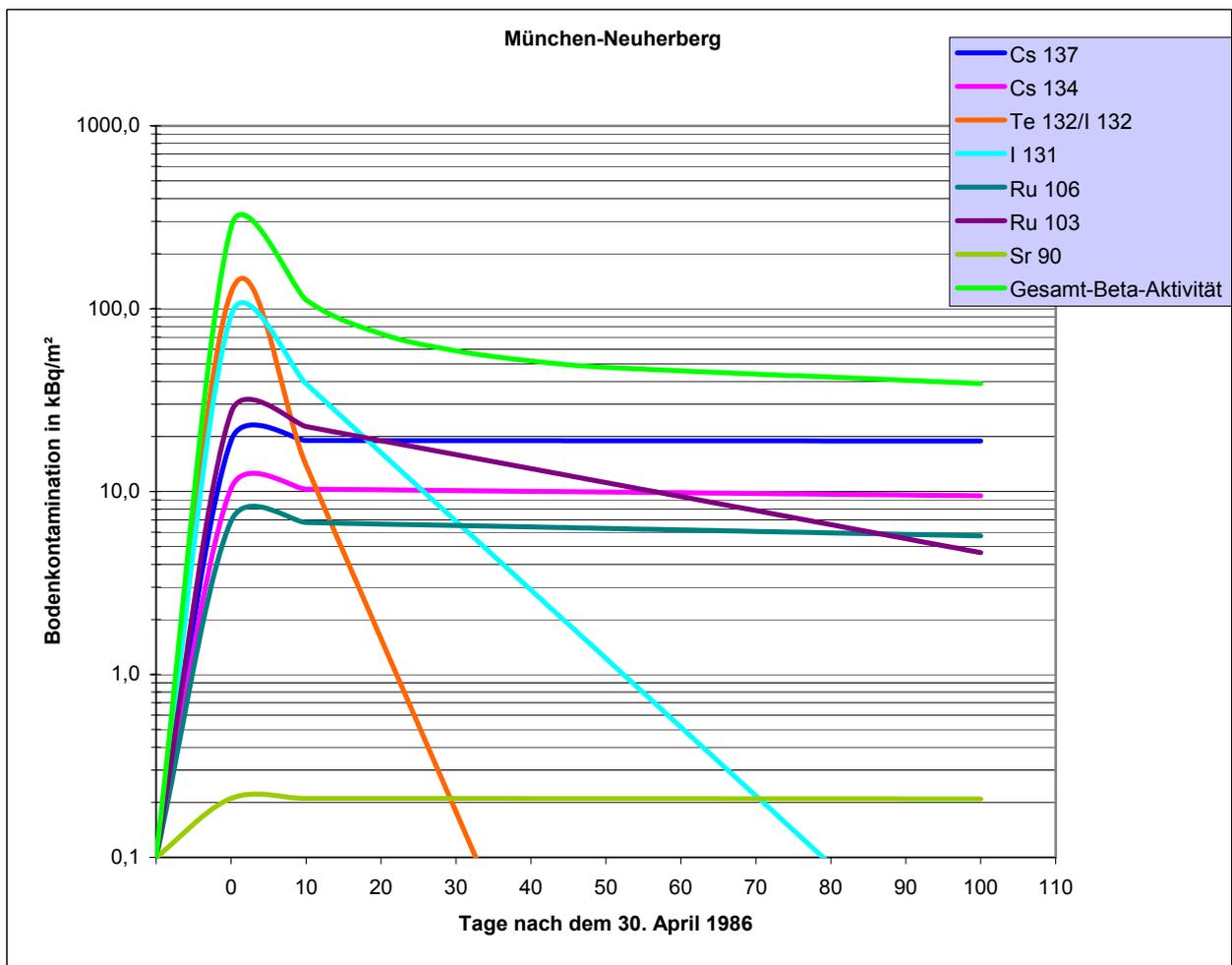
Die durch radioaktiven Zerfall bedingte Kontaminationsentwicklung in Kilo-Becquerel pro Quadratmeter Bodenfläche ( $1 \text{ kBq/m}^2 = 1.000 \text{ Bq/m}^2$ ) ist in **Abbildung 9** dargestellt. Skizziert sind die ersten 100 Tage nach dem 30. April 1986 für München-Neuherberg. Als Anfangswerte wurden die in **Abbildung 8** ermittelten Aktivitätseinträge verwendet. Aufgetragen ist ebenfalls die sich aus der Summe der Einzelbeiträge ergebende Gesamt-Beta-Aktivität. Demnach wurden dem Boden seinerzeit die größten Aktivitätsmengen in erster Linie mit dem leichtflüchtigen und kurzlebigen Chalkogen Tellur-132 (Halbwertszeit 78,3 Stunden), das mit seinem Tochternuklid Iod-132 (Halbwertszeit 2,3 Stunden) im radioaktiven Gleichgewicht steht, sowie mit dem Halogen Iod-131 (Halbwertszeit 8,04 Tage) zugeführt.

Der gemessene Aktivitätsanteil von Cäsium-134 betrug ursprünglich in allen ausgewerteten Proben ca. 50 % des Cäsium-137. Dem gegenüber lag das Verhältnis der durch den Tschernobyl-Unfall abgeschiedenen Aktivität des schwerflüchtigen Erdalkalimetalls Strontium-90 zu Cäsium-137 bei ca. 1:100. Damit blieb das Strontium-90 für die weiträumige Kontamination bei uns stets von untergeordneter radiologischer Bedeutung.

Es ist darauf zu verweisen, dass die Böden Bayerns bereits vor dem Tschernobyl-Unfall infolge des weltweiten Atombombenfallouts vor allem in den 50er und 60er Jahren relativ gleichmäßig mit durchschnittlich  $3.800 \text{ Bq/m}^2$  Cäsium-137 beaufschlagt waren. Somit entspricht der in den **Abbildungen 8 und 9** angegebene Wert für Cäsium-137 in Höhe von  $19.000 \text{ Bq/m}^2$  dem 5fachen der Aktivität, die insgesamt durch den Atombombenfallout in dieser Region abgeschieden wurde.

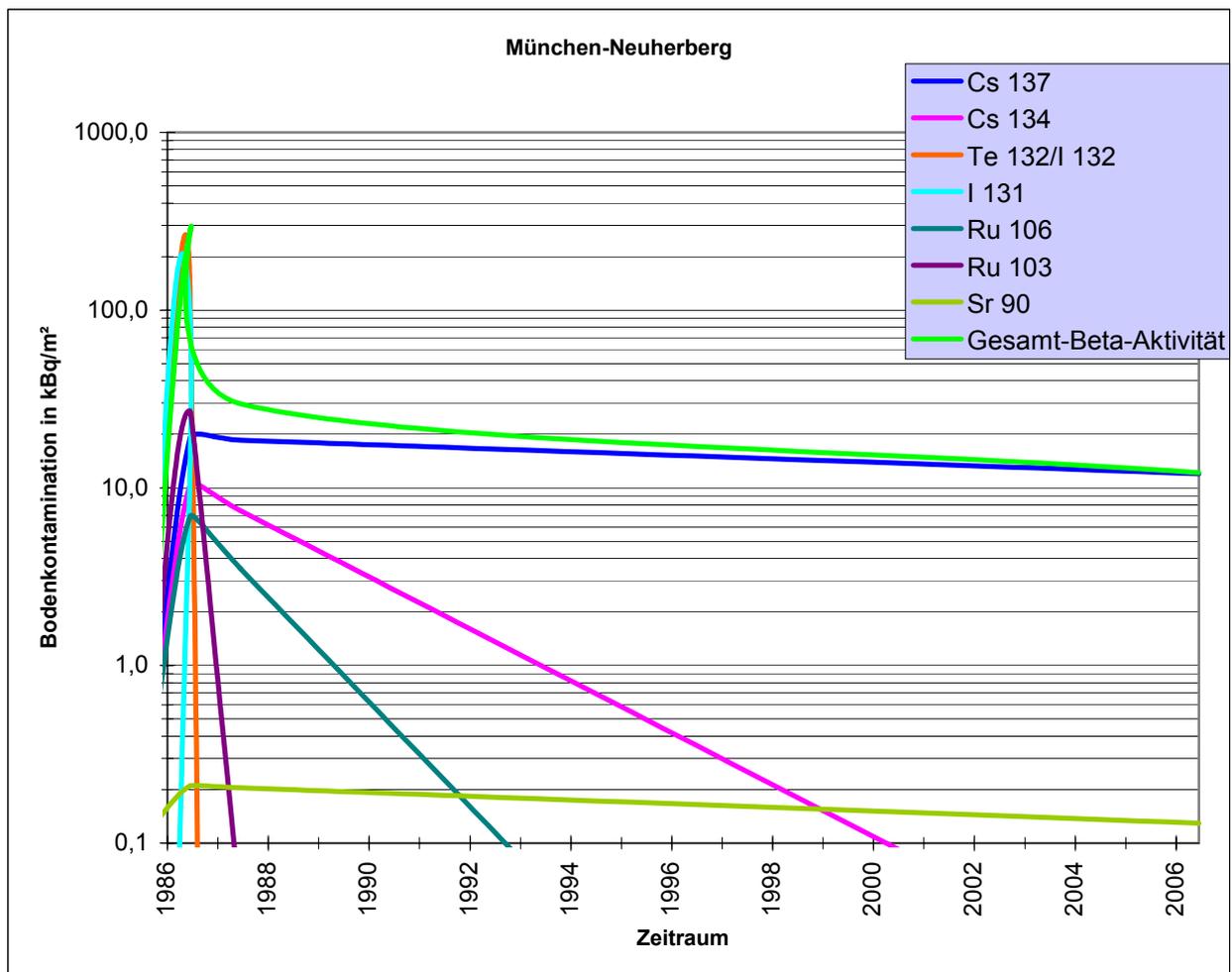


**Abb. 8:** Nuklidspezifische Flächenbelegung infolge des Tschernobyl-Unfalls in München-Neuherberg, ermittelt vom Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GSF [6].



**Abb. 9:** Nuklidzusammensetzung der abgelagerten Aktivität auf dem Boden in München-Neuherberg und deren zu erwartende zeitliche Änderung infolge radioaktiven Zerfalls, gemessen vom Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GSF.

**Abbildung 10** stellt die für diesen Standort langfristig zu erwartende zeitliche Veränderung der Bodenkontamination infolge natürlichen radioaktiven Zerfalls projiziert auf 2006 - 20 Jahre nach dem Aktivitätseintrag - dar. Aus diesem Zerfall resultiert, dass nach dem verhältnismäßig raschem Abklingen der sehr kurzlebigen Nuklide Tellur-132/Iod-132 und Iod-131 sowie der Platinmetalle Ruthenium-103 und Ruthenium-106, heutzutage nur noch das längerlebige Alkalimetall Cäsium-137 mit einer Halbwertszeit von ca. 30 Jahren von gewisser Bedeutung ist.



**Abb. 10:** Abklingkurven der aus dem natürlichen radioaktiven Zerfall zu erwartenden zeitlichen Veränderungen der seinerzeit in München-Neuherberg festgestellten Bodenkontamination.

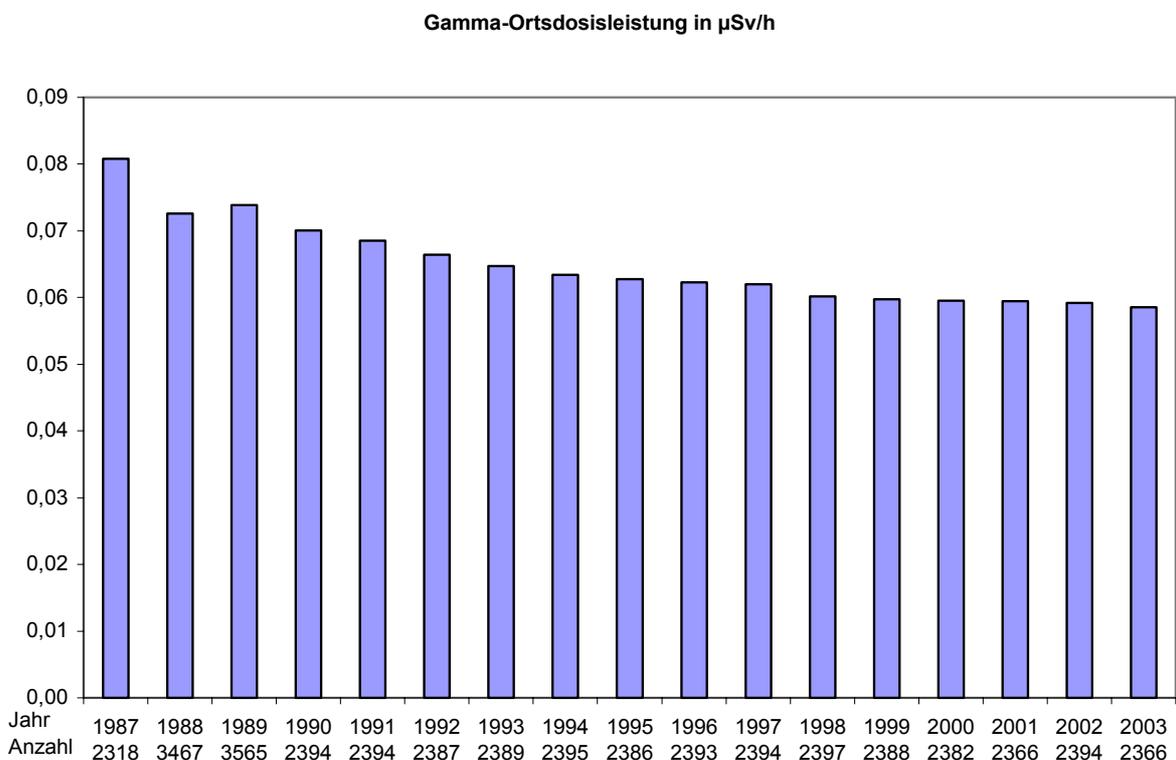
Die dargestellten Ergebnisse können unter dem Vorbehalt großer regionaler Inhomogenitäten als typische Mittelwerte der Bodenkontaminationssituation für den damals höher belasteten südbayerischen Raum angesehen werden.

## 4 Durch Bodenkontamination bedingte äußere Strahlenbelastung

Die über den Luftpfad am Boden oberflächlich abgelagerten gammastrahlenden Spaltprodukte verursachten eine kurzzeitige deutliche Zunahme der Gamma-Ortsdosisleistung (Direktstrahlung) gegenüber der natürlichen Umgebungsstrahlung. Dabei schwankt die natürliche Umgebungsstrahlung in Bayern je nach Bodenbeschaffenheit von etwa 0,03 bis zu ca. 0,25  $\mu\text{Sv/h}$  (Mikrosievert pro Stunde, Mikro = 1 Millionstel). Die Höhe der Gamma-Dosisleistung ist ein Maß für die äußere Strahlenbelastung des Menschen durch die kosmische, die luftgetragene sowie die Radioaktivität im und am Boden.

In **Abbildung 12** sind die vom 1. Mai bis 2. Juni 1986 von uns landesweit gemessenen Dosisleistungen als Mittelwerte dargestellt. Die zugrunde liegenden 484 Einzelmessungen lagen zwischen 0,08 und 2  $\mu\text{Sv/h}$ , der Mittelwert bei 0,38  $\mu\text{Sv/h}$ . Das bedeutet, dass die Direktstrahlung in einigen Gegenden Bayerns als Folge der Tschernobyl-Deposition kurzzeitig während und nach Durchzug der radioaktiven Wolke bis auf das 20fache der natürlichen Umgebungsstrahlung sprunghaft angestiegen ist. Infolge des zerfallsbedingten raschen Abklingens der aktivitätsanteilmäßig überwiegenden aber besonders kurzlebigen Nuklide Tellur-132/Iod-132 und Iod-131 war diese Erhöhung der Direktstrahlung nur vorübergehend.

Der über ganz Bayern gemittelte Zeitverlauf der Gamma-Ortsdosisleistung von 1987 bis 2003 ist in **Abbildung 11** aufgetragen. Insgesamt wurden in diesem Zeitraum etwa 43.000 Messungen im freien Gelände mit tragbaren Strahlungsmessgeräten von den Umweltschützingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden durchgeführt [8].

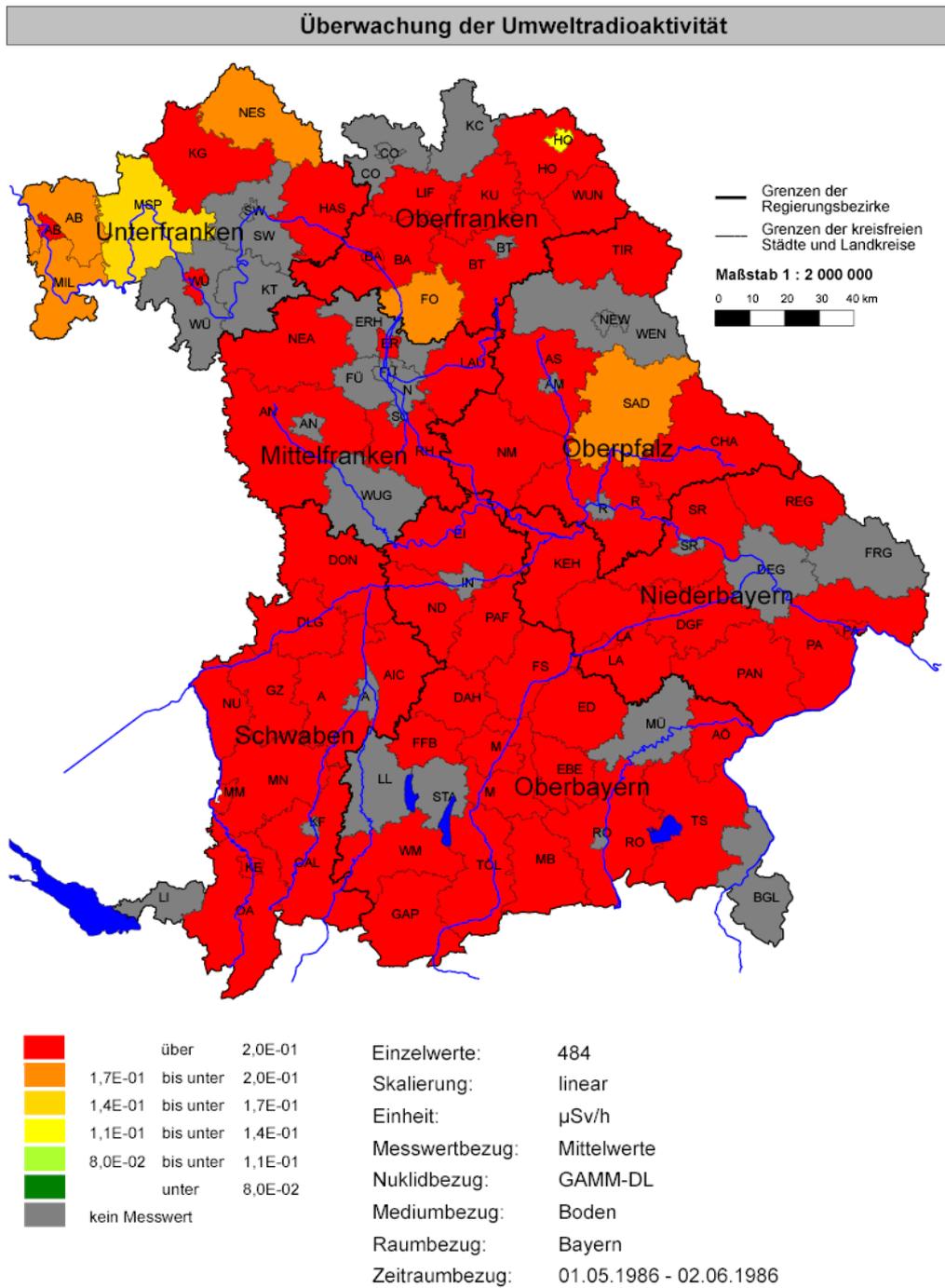


**Abb. 11:** Zeitverlauf der Abnahme der bayernweiten durchschnittlichen Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde von 1987 bis 2003. Die untere Abszissenachse gibt die Anzahl der jeweils vorgenommenen Messungen wieder.

Der durchschnittliche Strahlungspegel von  $0,38 \mu\text{Sv/h}$ , wie er während und nach Durchzug der Aktivitätsfahne 1986 ermittelt wurde, nahm 1987 sprunghaft auf  $0,08 \mu\text{Sv/h}$  ab. Der beobachtete starke Rückgang ist nach dem raschen Abklingen der kurzlebigen Nuklide auf das, infolge Abwitterung, Eindringen der verbleibenden längerlebigen, im wesentlichen Cäsium-137, in tiefere Bodenschichten und die hierdurch zunehmende Strahlungsabschirmung zurückzuführen. In den Folgejahren ist die Direktstrahlung weiter gesunken. Seit 1993 beträgt sie bayernweit durchschnittlich rund  $0,06 \mu\text{Sv/h}$ . Das entspricht dem allgemeinen Pegel der natürlichen Umgebungsstrahlung vor Tschernobyl.

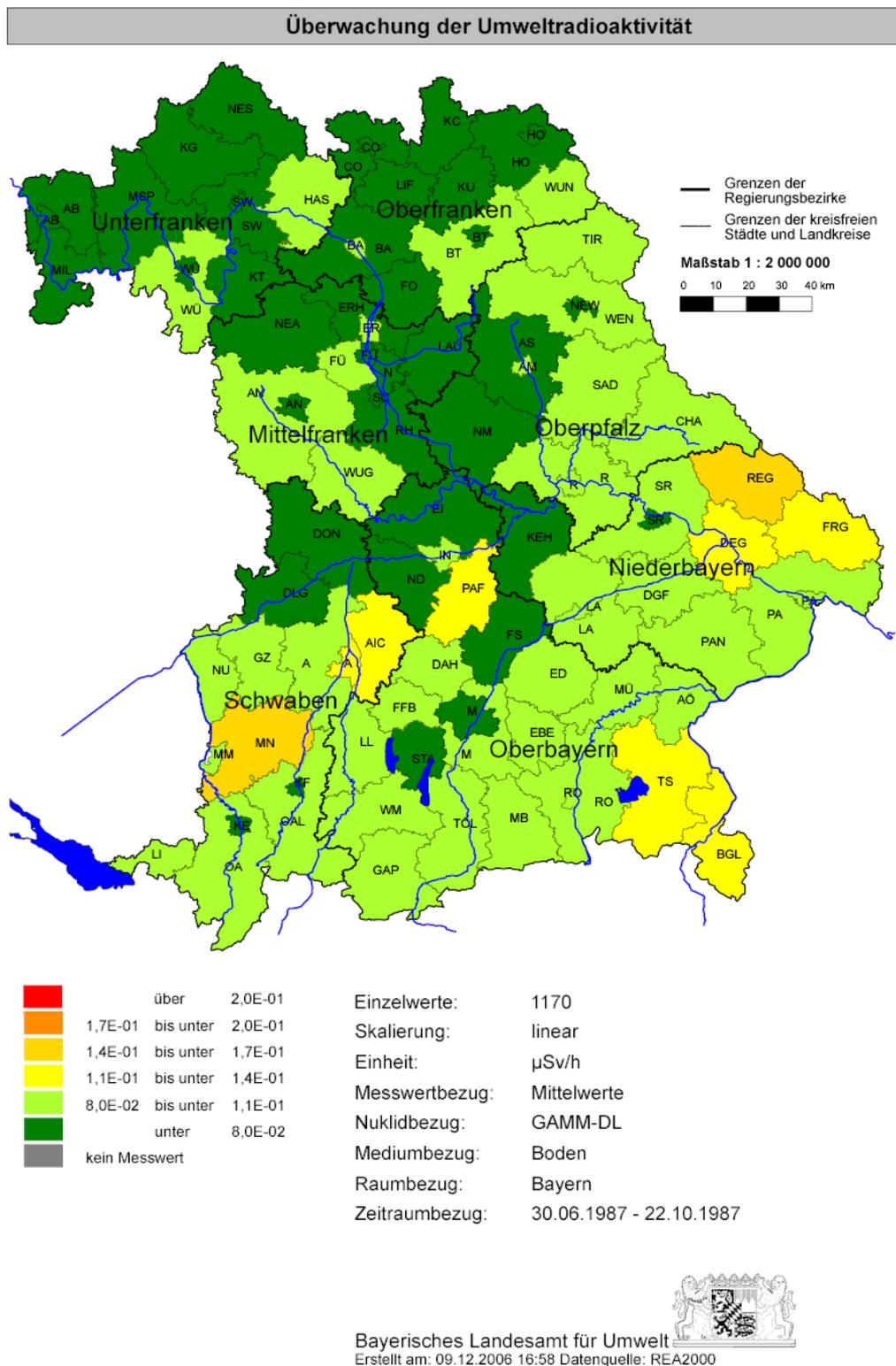
Die **Abbildungen 13** und **14** zeigen die im Sommer 1987 und im Herbst 2003 ermittelten Mittelwerte der regionalen Verteilung der Gamma-Dosisleistung. Ein Jahr nach Tschernobyl lag das Maximum bei  $0,29 \mu\text{Sv/h}$  und der Mittelwert betrug  $0,08 \mu\text{Sv/h}$ . Im Herbst 2003, also ca. 17,5 Jahre nach dem Tschernobyl-Unfall, betrug der Höchstwert  $0,16 \mu\text{Sv/h}$  und der Mittelwert  $0,06 \mu\text{Sv/h}$ .

Die großregionale Verteilung der Ortsdosisleistung lässt sich durch die unterschiedlichen Gehalte an natürlichen Radionukliden im Boden erklären. Es handelt sich dabei vor allem um die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran-238, Uran-235 und Thorium-232 sowie um Kalium-40. Deswegen weisen in diesem Zusammenhang einige Gebiete Ostbayerns - wie Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischer Wald – markante Strahlungspegel mit beobachteten Werten von  $0,10$  bis  $0,16 \mu\text{Sv/h}$  auf.

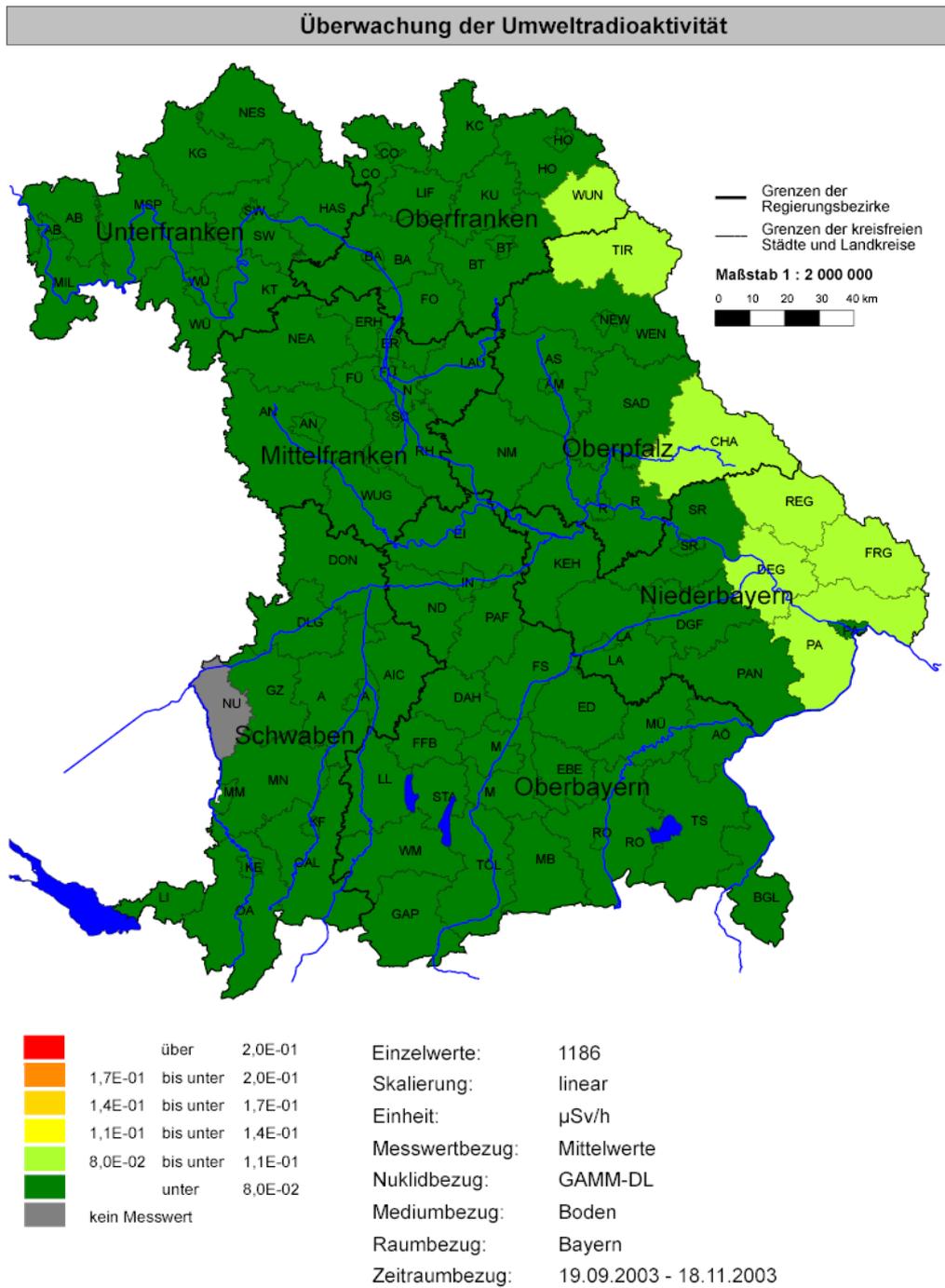


  
 Bayerisches Landesamt für Umwelt  
 Erstellt am: 09.12.2006 13:51 Datenquelle: REA2000

**Abb. 12:** Landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde in den ersten zwei Wochen während und nach Durchzug der Aktivitätsfahne von Tschernobyl 1986, mit tragbaren Strahlungsmessgeräten vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) erhoben.



**Abb. 13:** Landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde ein Jahr nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986, erhoben von den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden.



Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Erstellt am: 09.12.2006 17:20 Datenquelle: REA2000

**Abb. 14:** Landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde 17,5 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986, erhoben von den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden.

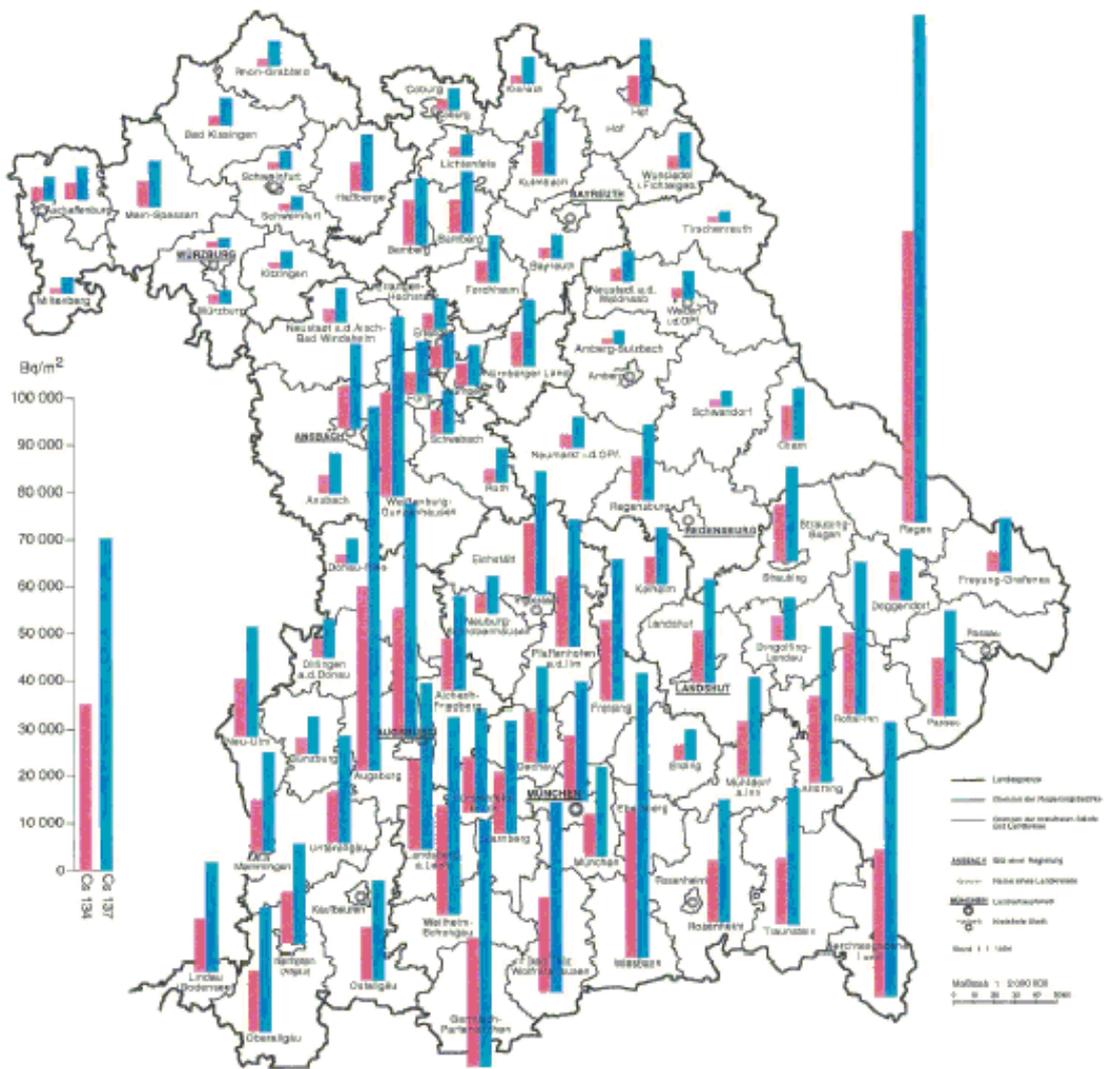
## 5 Darstellung des bayernweiten Radiocäsium-Aktivitätseintrags mittels „In-situ“-Gammaskpektrometrie

Die Bodenkontamination kann, wie beschrieben, über die Erfassung der nassen und trockenen Aktivitätseinträge aus Niederschlag und Luft abgeschätzt werden. Eine weitere Messmethode ist die sog. „In-situ“-Gammaskpektrometrie. Bei dieser Methode wird vor Ort mittels eines Germanium-Detektors die Strahlung erfasst und schnell - ohne zeitaufwendige Probenahme, Probenaufbereitung und Laborauswertung - nuklidspezifisch analysiert. Damit bildet sie im Ereignisfall ein aussagekräftiges und wirkungsvolles Hilfsmittel, wenn es wichtig ist, rasch einen ladesweiten Überblick zu bekommen.

**Abbildung 15** gibt einen flächenrepräsentativen Gesamtüberblick über die sehr ungleichmäßige regionale Verteilung der am Boden in Bayern durch den Tschernobyl-Unfall eingebrachten Radiocäsium-Aktivitätsablagerungen, wie sie von uns mit dieser Methode im Zeitraum von 1987 bis Mitte der 90er Jahre aufgenommen wurde [9]. Die Ergebnisse sind auf den 1. Mai 1986 zerfallskorrigiert zurückgerechnet.

In dieser landesweiten Übersichtsdarstellung ist ein ausgeprägtes Süd-Nord-Gefälle der Bodenbelegung festzustellen. Damit ist Bayern in einen relativ stärker beaufschlagten südlichen Teil und in einen geringer kontaminierten nördlichen getrennt. Für diese Zweiteilung war ausschlaggebend, dass die aus Tschernobyl mit hohen Luftaktivitäten vorbeiziehende Wolke zunächst in den südbayerischen Raum gelangte und dort im Wesentlichen durch häufige und heftige lokale Regenfälle ausgewaschen wurde. Dadurch bedingt wurde dem Erdboden relativ viel Radioaktivität aus der Atmosphäre zugeführt. Darüber hinaus führten örtlich mengenmäßig sehr unterschiedliche Niederschläge zu erheblichen zusätzlichen kleinräumigen Flächenbeaufschlagungen. Dagegen gab es in der fraglichen Zeit in Nordbayern relativ wenig Regenfälle.

### "In-situ" - Gammaskpektrometrie



**Abb. 15:** Flächenrepräsentativer Überblick des Radiocäsium-Aktivitätseintrags in den Böden Bayerns durch Tschernobyl, mittels „In-situ“-Messungen vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) bestimmt (zurückgerechnet auf den 1. Mai 1986).

## **6 Bodenkontamination in Bayern und deren zeitliche Veränderung**

Eine weitere Möglichkeit zur Bestimmung der Bodenkontamination bietet die Entnahme von repräsentativen Bodenproben und deren Messung im Labor. Diese Methode gestattet gegenüber der „In-situ“-Gammaskpektrometrie genauere Resultate über den Gehalt an radioaktiven Stoffen im Boden bzw. von auf dem Boden abgelagerten Nukliden. Allerdings sind Probenentnahme, Transport und Probenaufbereitung äußerst zeitaufwendig.

Im Folgenden werden die Auswirkungen von Tschernobyl auf die Böden Bayerns anhand der Ergebnisse von langjährigen Untersuchungen zusammenfassend in Form von geografischen Darstellungen vorgestellt. Bei diesen Abbildungen wird hinsichtlich der Nutzung zwischen landwirtschaftlich bearbeiteten Flächen (Äckern) und unbearbeiteten Flächen (Dauerweiden) sowie Waldböden unterschieden.

Die kolorierten Karten der räumlichen Kontaminationsverteilung des bodenrelevanten langlebigen Cäsium-137 erlauben einerseits einen groben landesweiten Gesamtüberblick und ermöglichen andererseits auch regioale Vergleiche. In entsprechenden Diagrammen werden die Veränderungen der gemessenen Kontaminationen in geschlossenen Zeitreihen skizziert. Gleichwohl wird für Weide- und Waldböden die beobachtete natürliche Tiefenverlagerung des Cäsium-137 infolge Abwitterung aufgezeigt. Alle ab 1987 ermittelten Messergebnisse sind auf die sich nach einer vorgeschriebenen Aufbereitung ergebende Trockenmasse der Proben (Bq/kg TM) bezogen. Deswegen können die 1986 erhobenen Daten hier nicht wiedergegeben werden, da sich diese Auswertungen in der frühen Phase des Tschernobyl-Unfalls allesamt auf das Frischgewicht der Proben (Bq/kg) bezogen haben. Durch die vorgeschriebene Trocknung hätte seinerzeit der Anteil der leichtflüchtigen Nuklide nicht mitbestimmt werden können.

Um die Vergleichbarkeit der Messwerte sicherzustellen und zur Gewinnung von Referenzwerten sind die Entnahmestellen für Bodenproben aus den für die Versorgung der Bevölkerung relevanten Anbaugebieten repräsentativ ausgewählt. Deswegen können auch nicht für alle Landkreise in den entsprechenden Illustrationen Kontaminationsverteilungen präsentiert werden (in entsprechenden Abbildungen dunkelgrau = kein Messwert vorhanden).

Bei den Bayernkarten mit Einzelwertdarstellung wird in der Legende bei dem Begriff Einzelwerte in der rechten Spalte die Gesamtzahl der vorliegenden Werte und in der linken Spalte die in der Grafik dargestellte Anzahl wiedergegeben. Analoges gilt für die jeweils dargestellten Messbereiche.

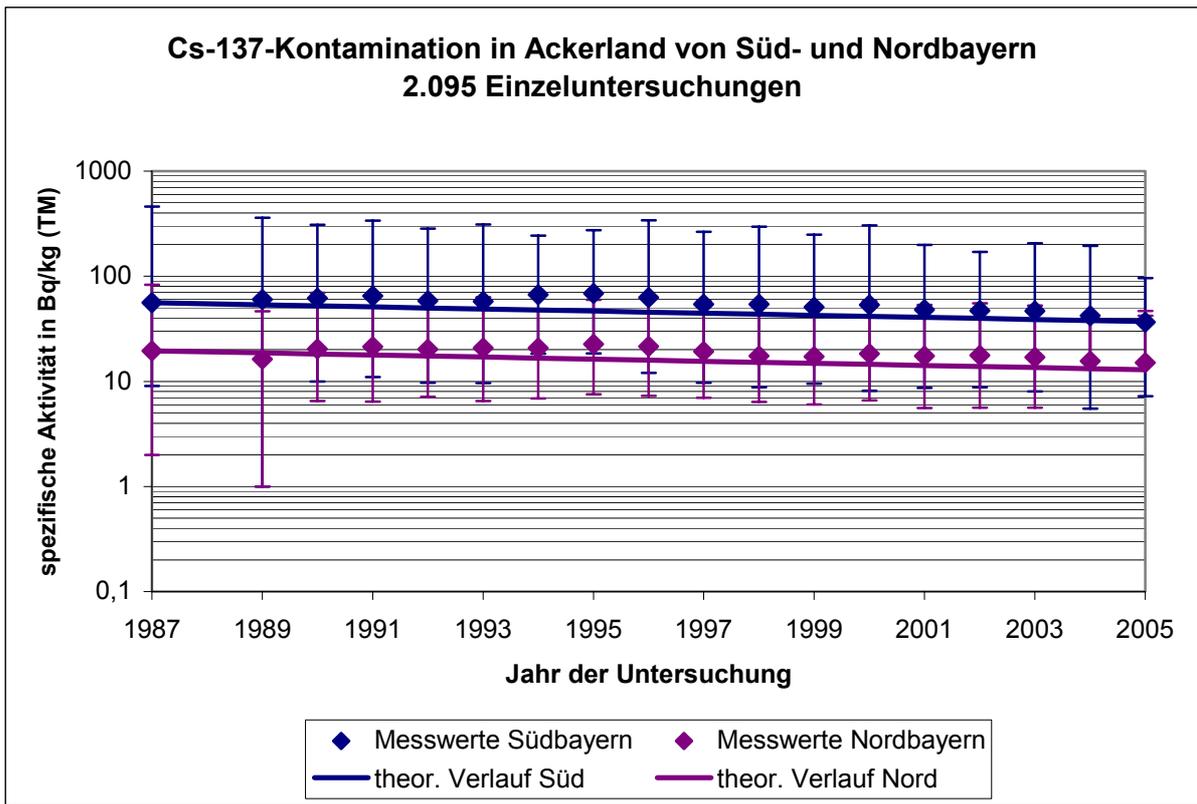
## 6.1 Aktivitätswerte in Ackerland

Um die Laboranalysen aller Bodenproben miteinander vergleichen zu können, musste die Beprobung bis zu einer einheitlichen Bodentiefe, die durch die Pflugschartiefe von rund 30 cm auf Ackerland vorgegeben ist, durchgeführt werden. Da diese Böden beim Pflügen einer mechanischen Materialdurchmischung unterliegen, wurde das ursprünglich über den Luftpfad oberflächlich abgelagerte Radiocäsium dadurch bis in diese Tiefe eingearbeitet. Seit dem Reaktorunfall haben die Landwirte das Ackerland mehrfach gewendet, so dass von einer relativ gleichmäßigen Radiocäsiumverteilung innerhalb des bearbeiteten Bodenbereichs ausgegangen werden kann.

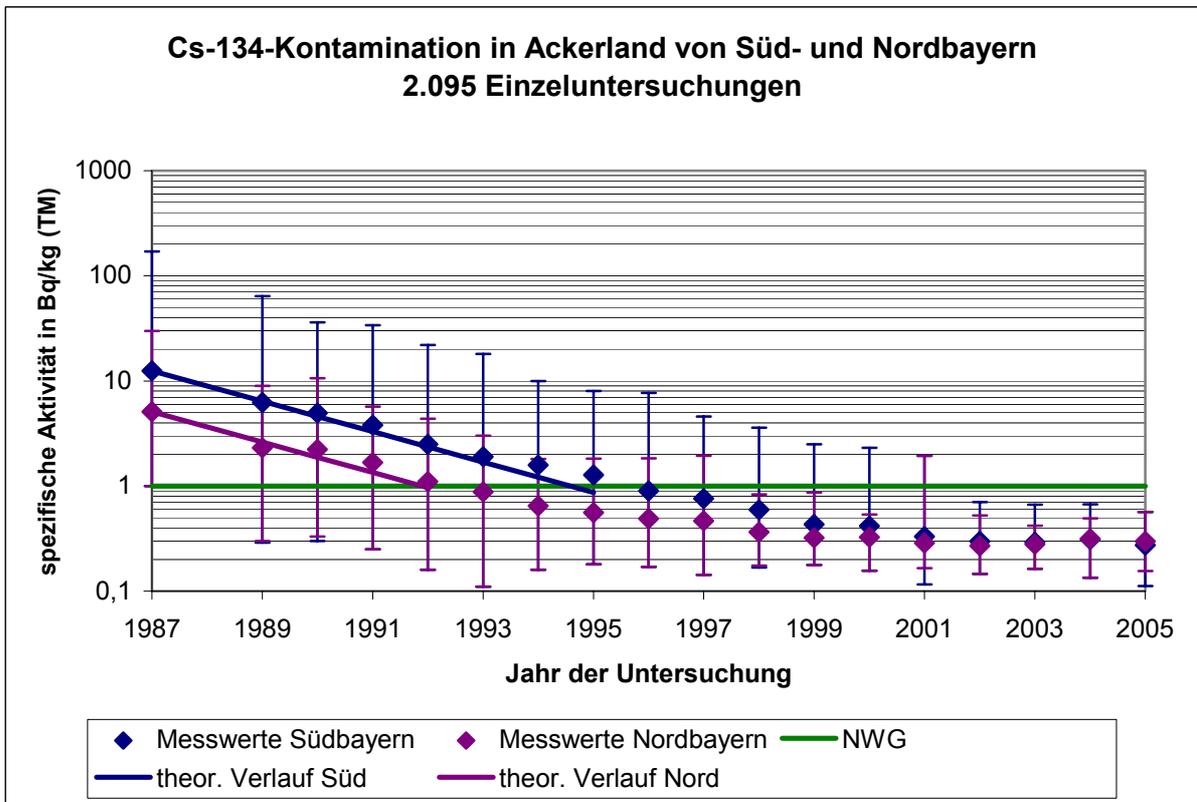
In **Abbildung 18** werden die 1987 an 438 ausgewählten Standorten gewonnenen Einzelergebnisse der landesweiten Cäsium-137-Belastung von Ackerböden dargestellt. Die daraus resultierende mittlere Belastung je Landkreis wird in **Abbildung 19** gezeigt. Die heutzutage sich ergebende Kontaminationssituation für 103 bayernweit repräsentativ verteilte Standorte ist in **Abbildung 20** wiedergegeben.

Die Grafiken der **Abbildungen 16** und **17** skizzieren den Verlauf der spezifischen Cäsium-137- und Cäsium-134-Aktivitäten von Ackerböden (2.095 Analysen) für den Beobachtungszeitraum von 1987 bis 2005. Aufgetragen sind die Jahresmittelwerte inkl. der zugehörigen Extremwerte für Süd- und Nordbayern. Beim Diagramm für Cäsium-134 ist auch die messtechnisch bedingte Nachweisgrenze (NWG) dargestellt. Unter der Nachweisgrenze versteht man den kleinsten mit einem bestehenden Analyseverfahren erzielbaren Messwert. Das Analyseverfahren umfasst dabei alle Teilschritte von der Probenahme über Probenvorbereitung bis zur eigentlichen Messung und Auswertung. Demnach ist heute Cäsium-134 nicht mehr nachweisbar.

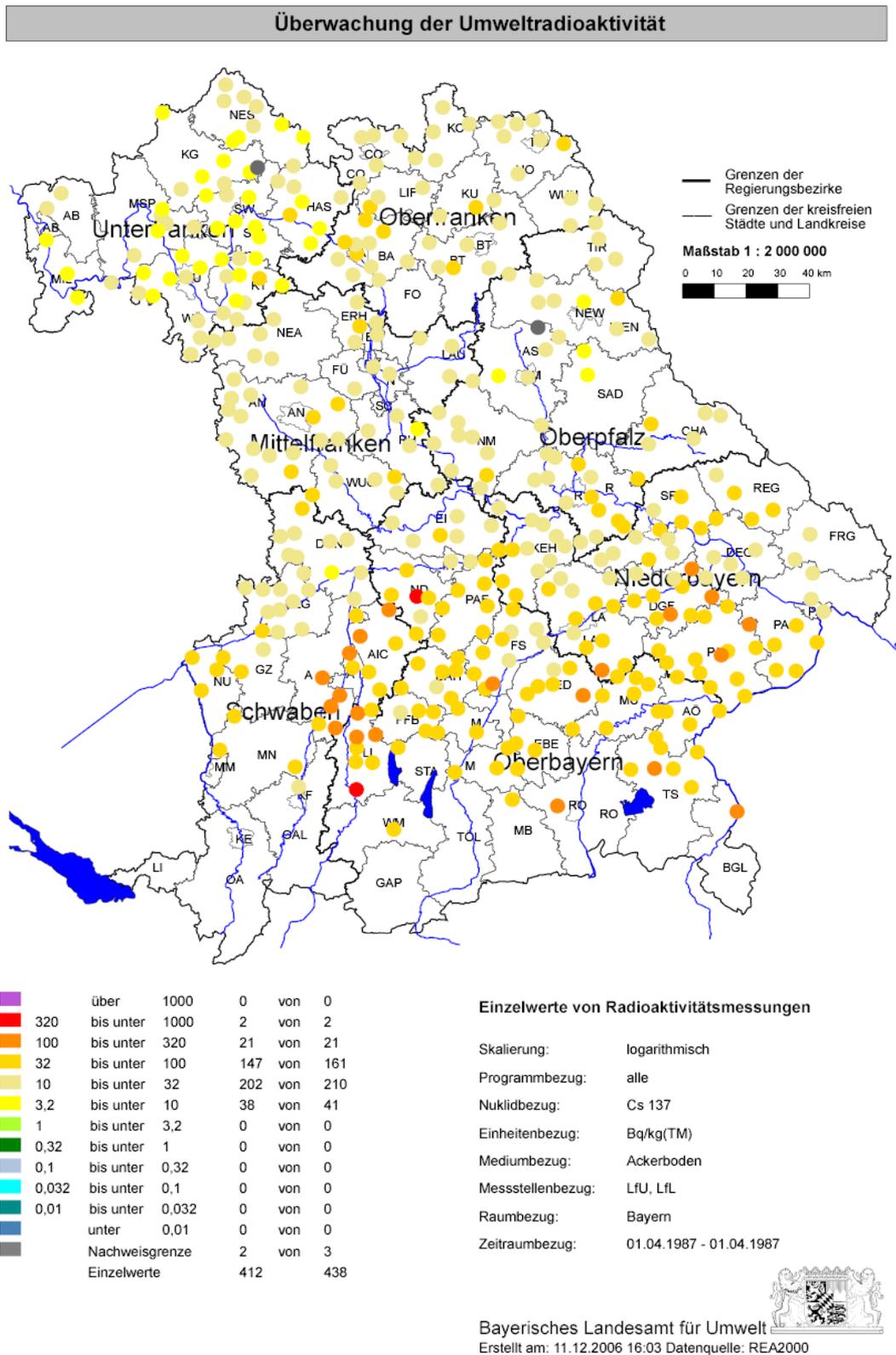
In den Landkreisen südlich der Donau weisen Ackerböden heutzutage im Mittel rund 37 Bq/kg TM (TM: Trockenmasse) Cäsium-137 auf. Dabei schwanken die Werte zwischen 7 und 96 Bq/kg TM. Nordbayern ist heute mit durchschnittlich 15 Bq/kg TM belastet, die Extremwerte variieren zwischen 4 und 47 Bq/kg TM.



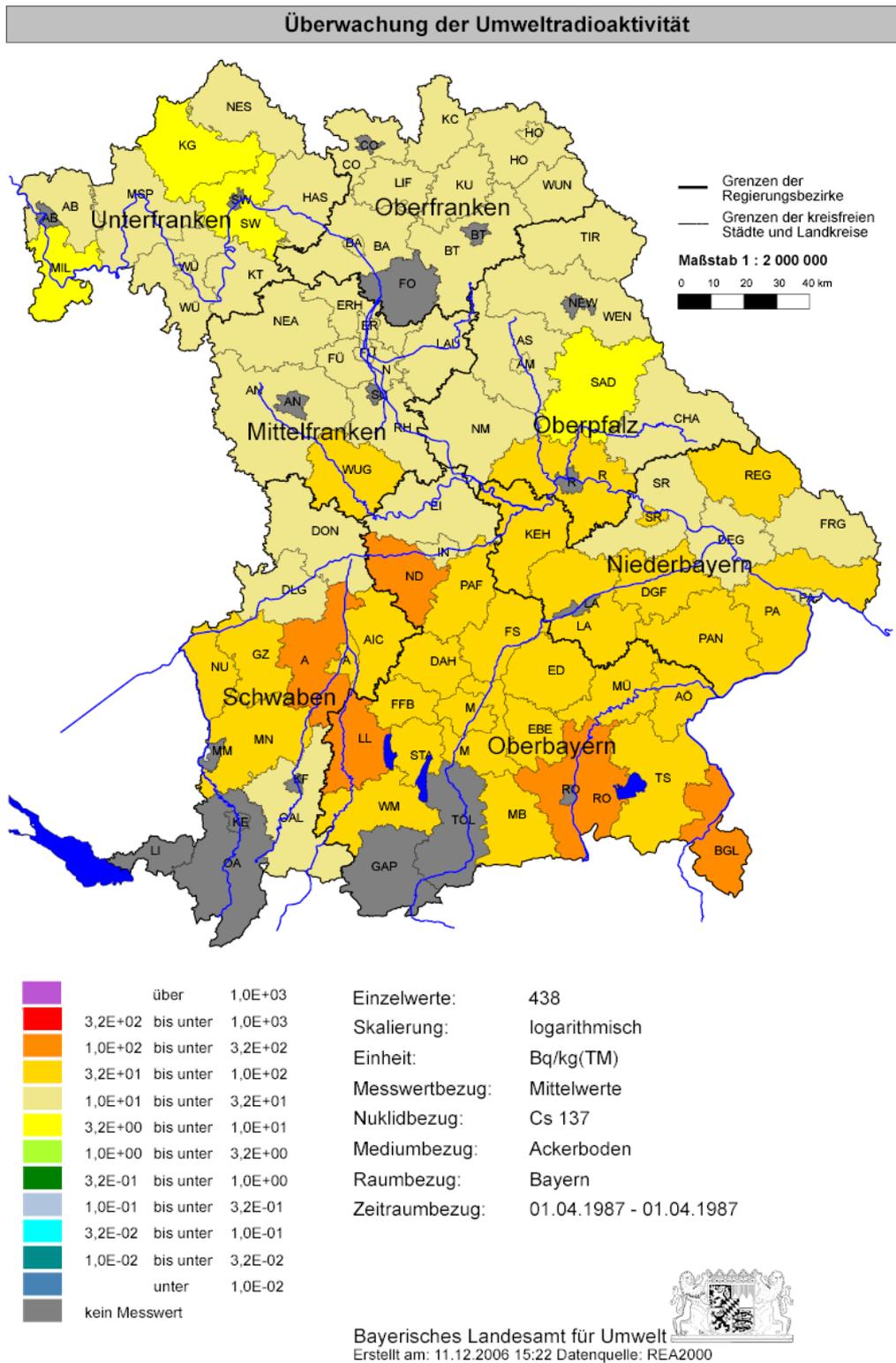
**Abb. 16:** Zeitverlauf der Cäsium-137-Kontamination von Ackerland.



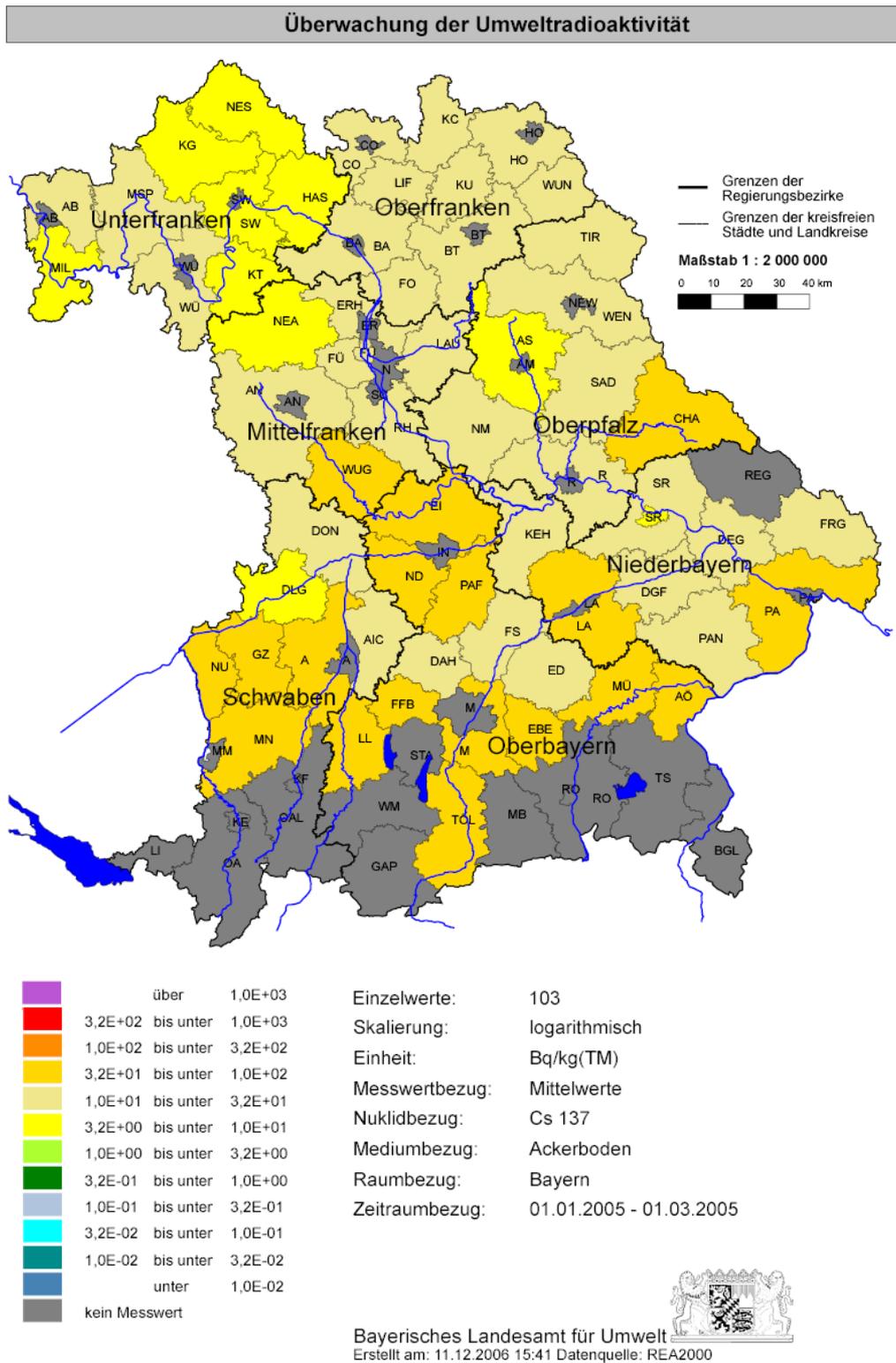
**Abb. 17:** Zeitverlauf der Cäsium-134-Kontamination von Ackerland mit dargestellter messtechnisch bedingter Nachweisgrenze (NWG).



**Abb. 18:** Einzelmessergebnisse der Cäsium-137-Kontamination von Ackerland im Jahre 1987, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 19:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Ackerland im Jahre 1987, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 20:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Ackerland im Jahre 2005, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

## 6.2 Aktivitätswerte in Weideböden

In Weideböden wird das 1986 an der Bodenoberfläche abgelagerte Radiocäsium im Gegensatz zu den mechanisch bearbeiteten Ackerböden nur durch **natürliche** Verlagerungsprozesse in tiefere Bodenschichten verfrachtet.

In **Abbildung 22** ist basierend auf 1.048 Messungen die Tiefenabhängigkeit des über ganz Bayern gemittelten Verlaufes der Cäsium-137-Gehalte in Weideböden von 1989 bis 2005 skizziert. Neben den Jahresmittelwerten sind auch die dazugehörigen Extremwerte aufgetragen.

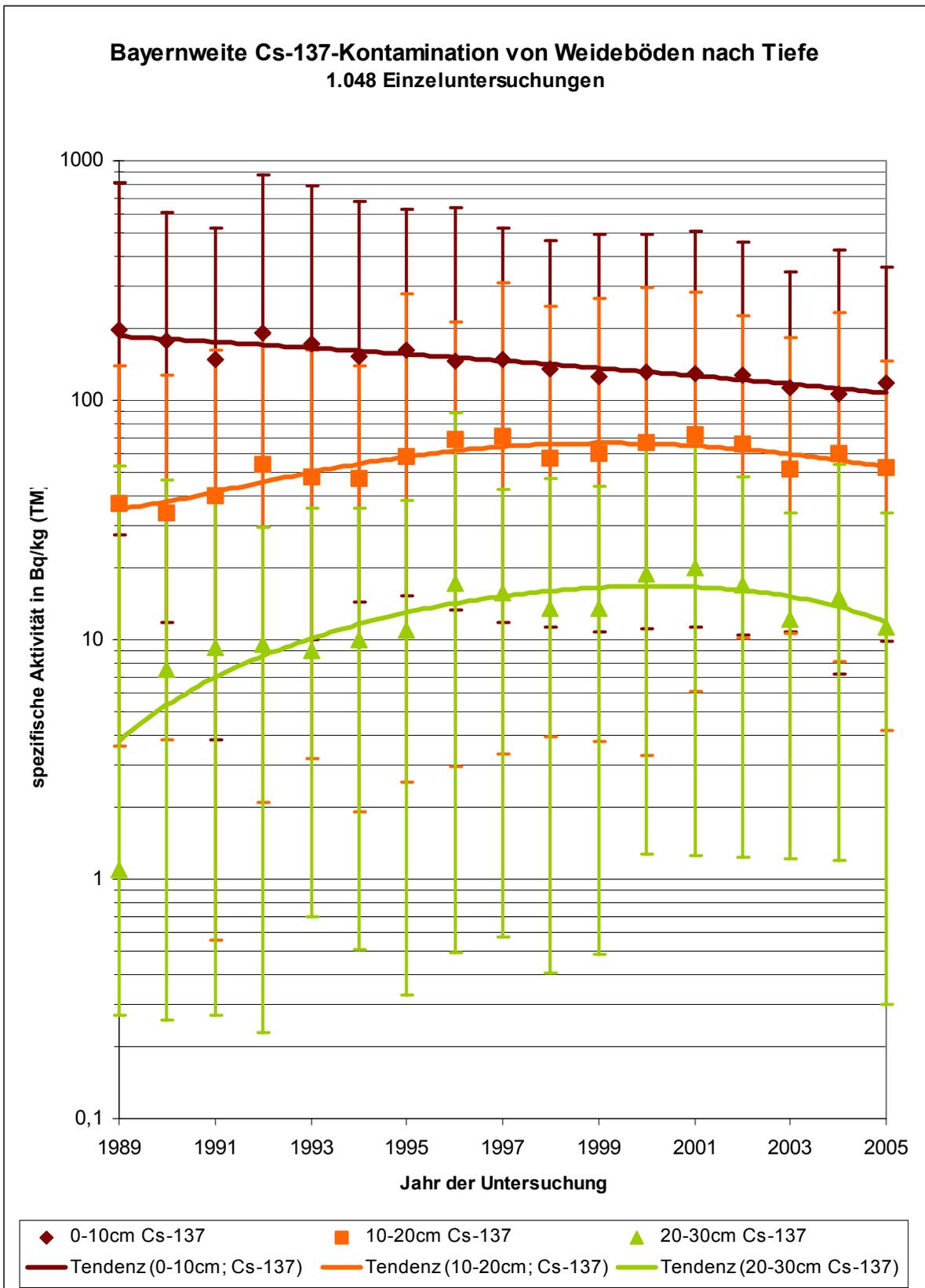
Zum einen ist hier ein stetiger Abfall der Kontamination von 1989 bis heute in den obersten 10 cm des Grünlandbodens zu sehen, zum anderen erkennt man, dass sich der größte Teil des Cäsiums-137 nach wie vor in dieser Bodenschicht befindet. Dabei korreliert die Aktivitäts-Abnahme in einem Bodenhorizont mit der Aktivitäts-Zunahme in der tieferen Bodenschicht. Diese abgebildeten langjährigen Beobachtungen zeigen, dass die vertikale Wanderung des eingebrachten Cäsium-137 im Weideboden im allgemeinen verhältnismäßig langsam erfolgt. Dabei hängt die Wanderungsgeschwindigkeit noch von anderen Einflussparametern ab, wie etwa von der Bodenart, dem pH-Wert des Bodens, seinen Bodenbestandteilen (z. B. Tonmineralien) etc. [6].

Die tabellarische Zusammenstellung der nachfolgenden **Abbildung 21** enthält den für 2005 ermittelten bayernweiten Durchschnittswert inkl. der entsprechenden Kleinst- und Größtwerte in Abhängigkeit der Beprobungstiefe.

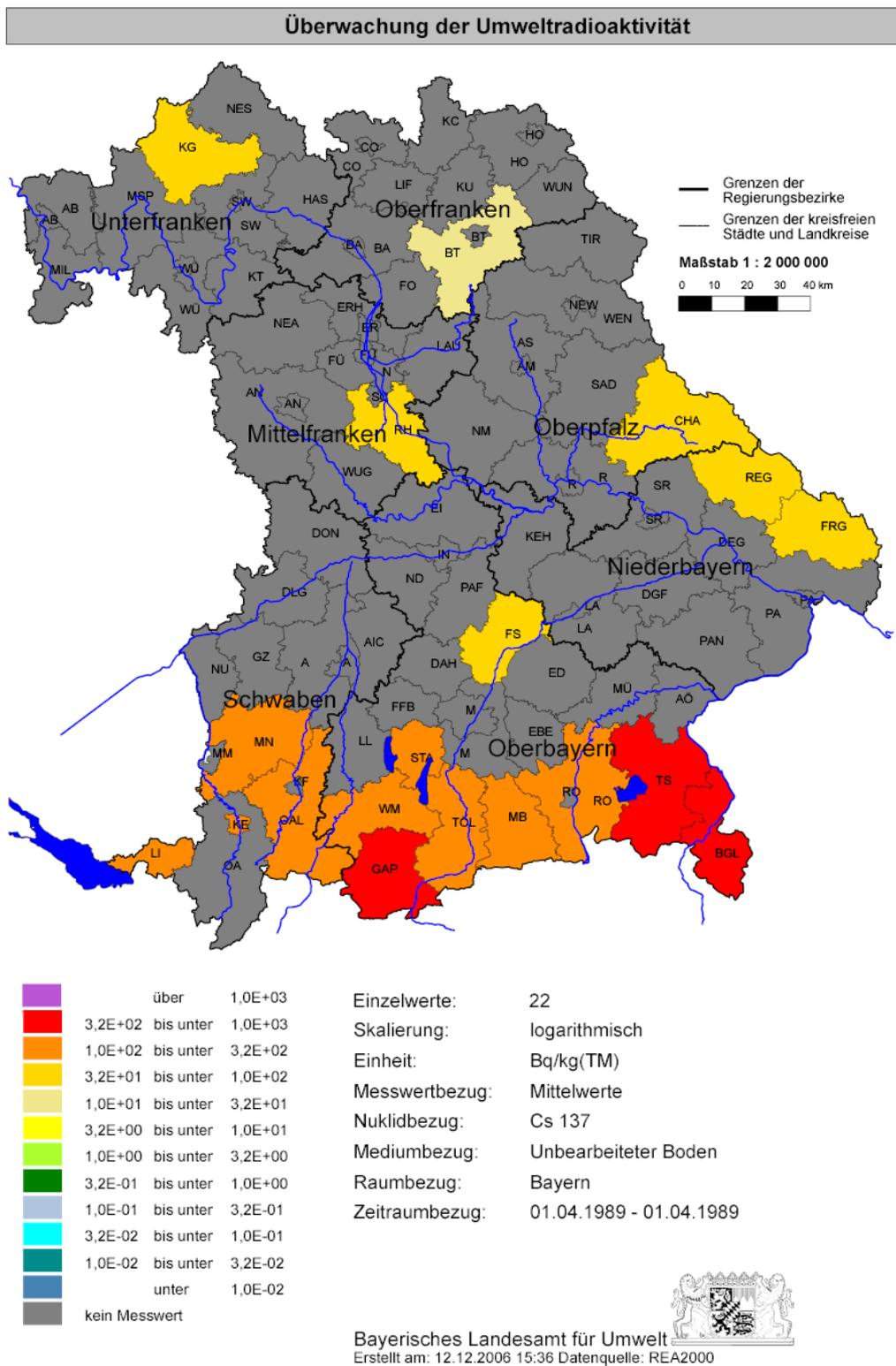
Beprobungstiefe 0 – 10 cm			Beprobungstiefe 11 – 20 cm			Beprobungstiefe 21 – 30 cm		
Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel
10	358	118	4	145	52	< 1	34	11

**Abb. 21:** Bayernweite Cäsium-137-Gehalte in Bq/kg TM von Weideböden in Tiefenabhängigkeit für 2005.

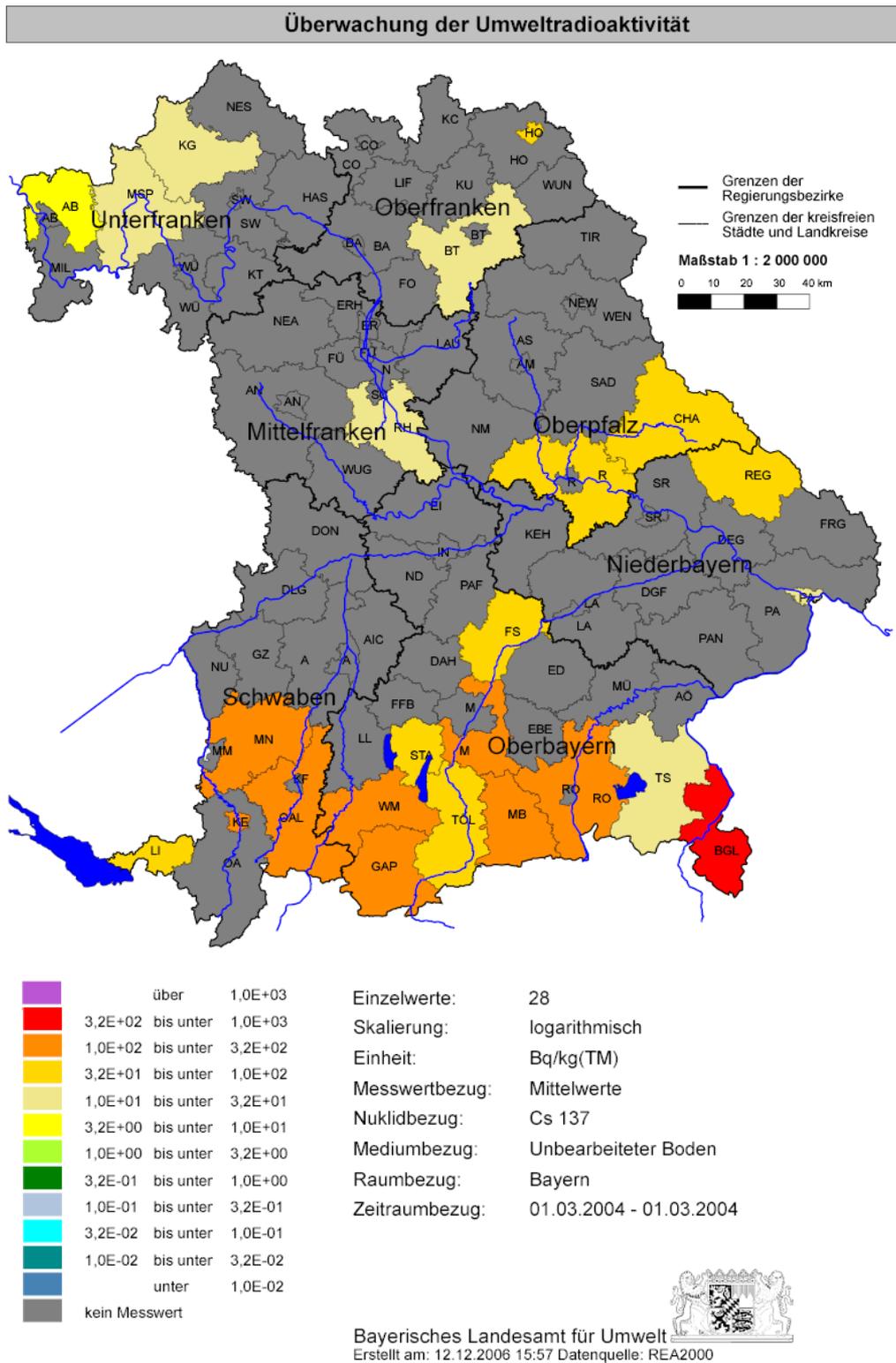
Die **Abbildungen 23 bis 28** zeigen die beobachteten Veränderungen der bayernweiten Kontaminationsverteilung von Weideböden in Tiefenabhängigkeit jeweils durch Gegenüberstellung der Situation von 1989 mit 2004. Dabei sind deutlich auch die unterschiedlichen Änderungen der Cäsium-137-Konzentrationen als Folge des natürlichen Verlagerungsprozesses in die tieferen Bodenschichten zu sehen.



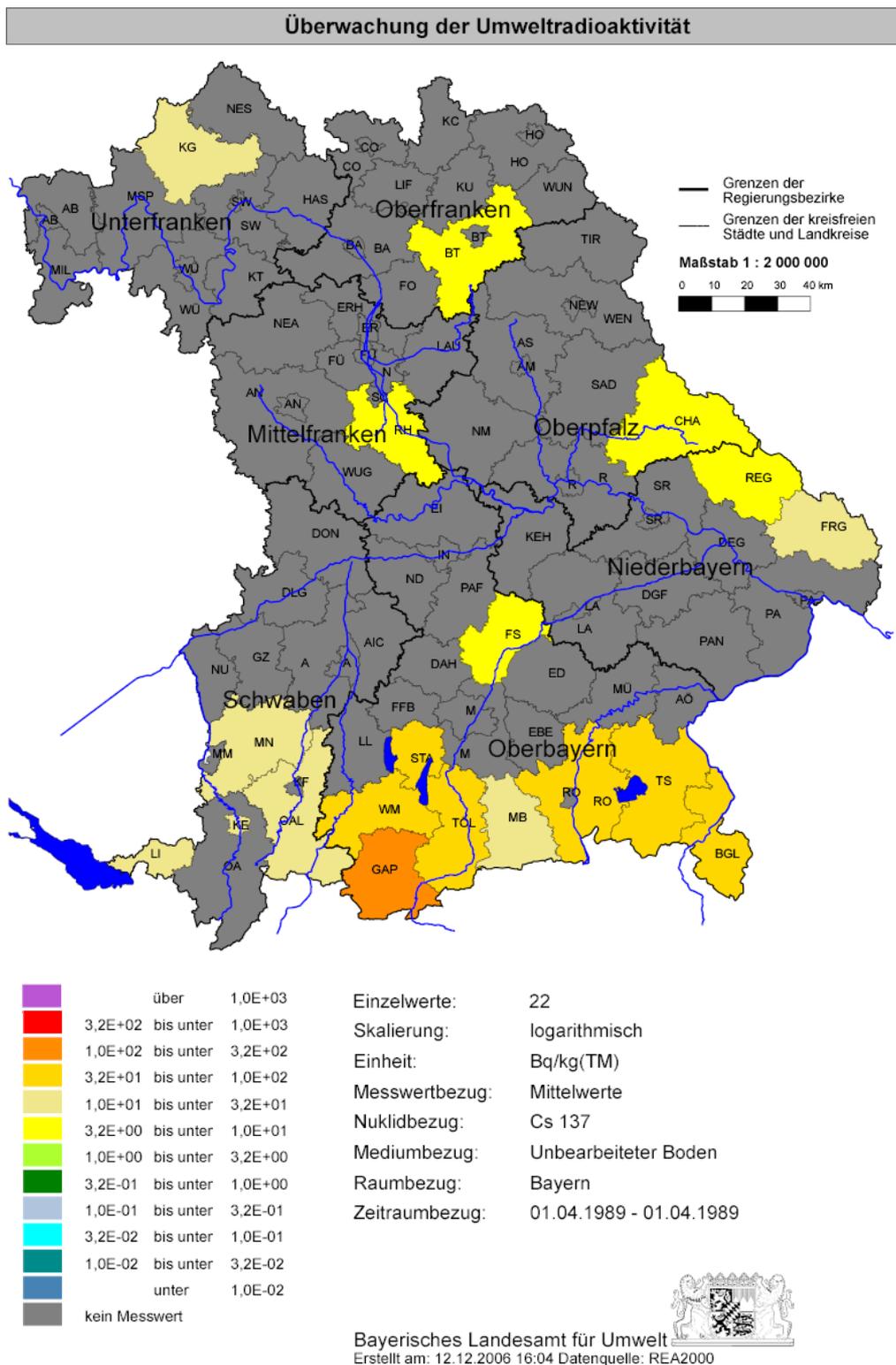
**Abb. 22:** Zeitverlauf der bayernweiten Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in Tiefenabhängigkeit.



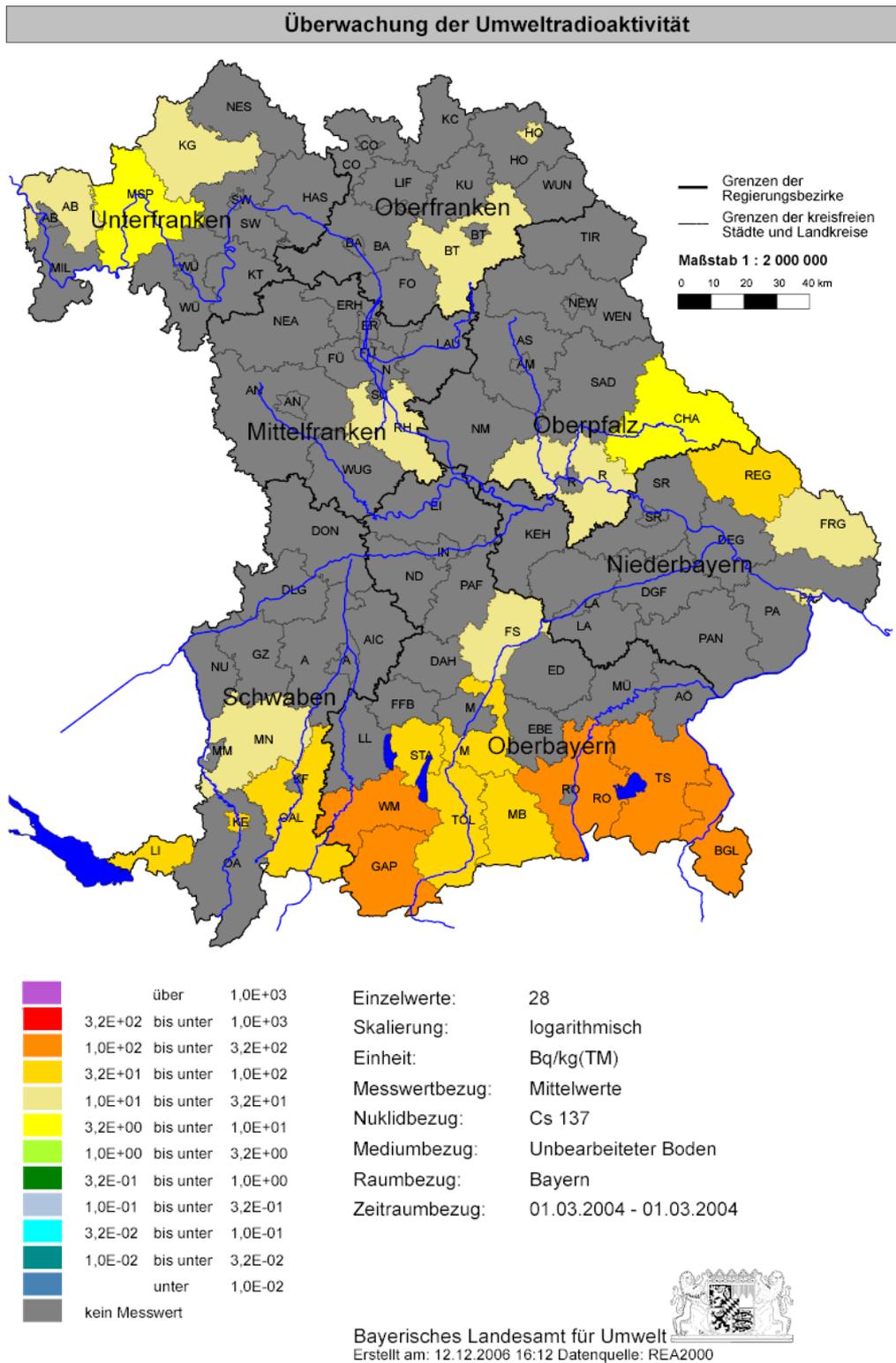
**Abb. 23:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm (Hauptwurzelzone) im Jahre 1989, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



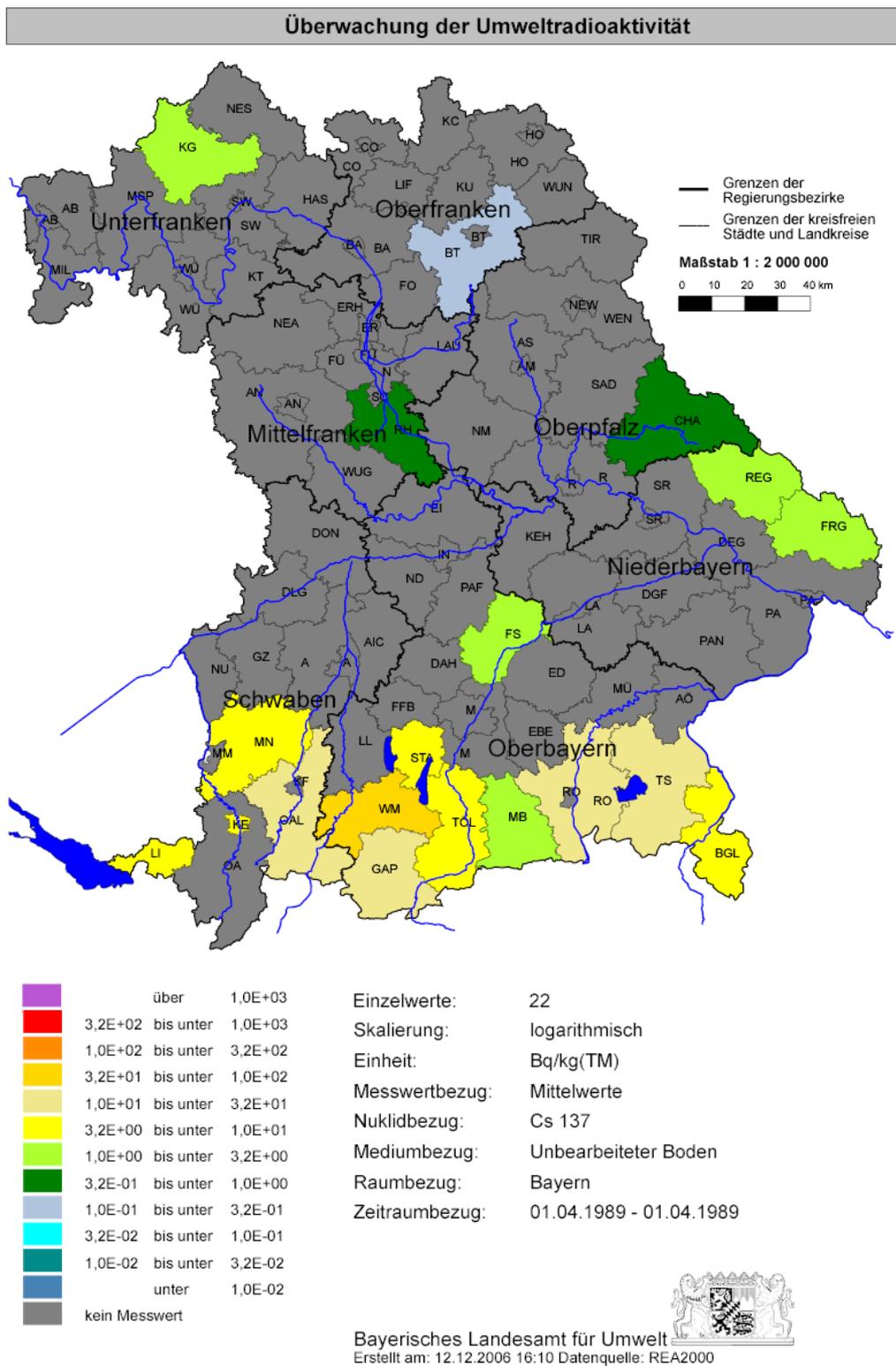
**Abb. 24:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm (Hauptwurzelzone) im Jahre 2004, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



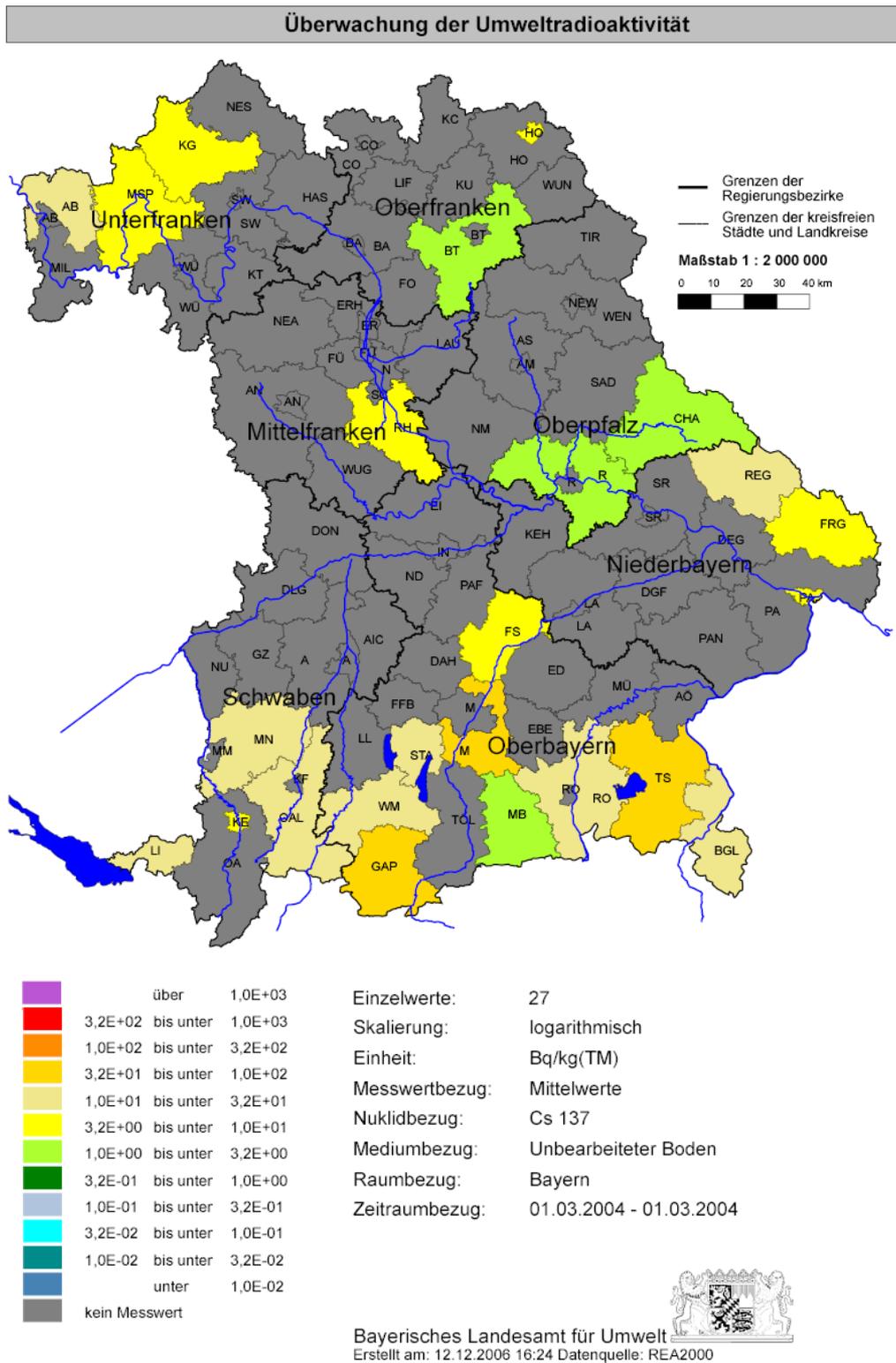
**Abb. 25:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 11 cm bis 20 cm im Jahre 1989, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 26:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 11 cm bis 20 cm im Jahre 2004, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 27:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 21 cm bis 30 cm im Jahre 1989, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 28:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 21 cm bis 30 cm im Jahre 2004, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

### 6.3 Aktivitätswerte in Waldböden

Mit Beschluss vom 24. Juli 1986 wurde die Bayerische Staatsregierung durch den Bayerischen Senat beauftragt, die durch Tschernobyl verursachten Aktivitätsablagerungen auf Böden in Bayern zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser äußerst umfangreichen Bodenerkundungen wurden von den Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in dem Bericht „Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern“ im Juni 1987 veröffentlicht [10]. Bereits am 30. Juni 1986 präsentierten beide Staatsministerien der Öffentlichkeit einen „Bericht über die landesweite Bodenkontamination unmittelbar nach Tschernobyl“ [11]. Außer den bereits erläuterten Acker- und Weideböden umfassten diese Erhebungen auch forstwirtschaftliche Flächen. Die Ergebnisse der 1987 durchgeführten Radioaktivitätsbestimmungen werden in den **Abbildungen 30 bis 33** für Waldböden (1.241 Analysen) wiedergegeben. **Abbildung 30** zeigt die an 413 ausgewählten Waldstandorten erzielten Einzelauswertungen der landesweiten Cäsium-137-Kontamination in der Humusaufgabe. Die **Abbildungen 31 bis 33** illustrieren die landkreisbezogenen Mittelwerte in Abhängigkeit der Beprobungstiefe. Dabei ist die unterschiedliche vertikale Cäsium-Verteilung deutlich zu erkennen.

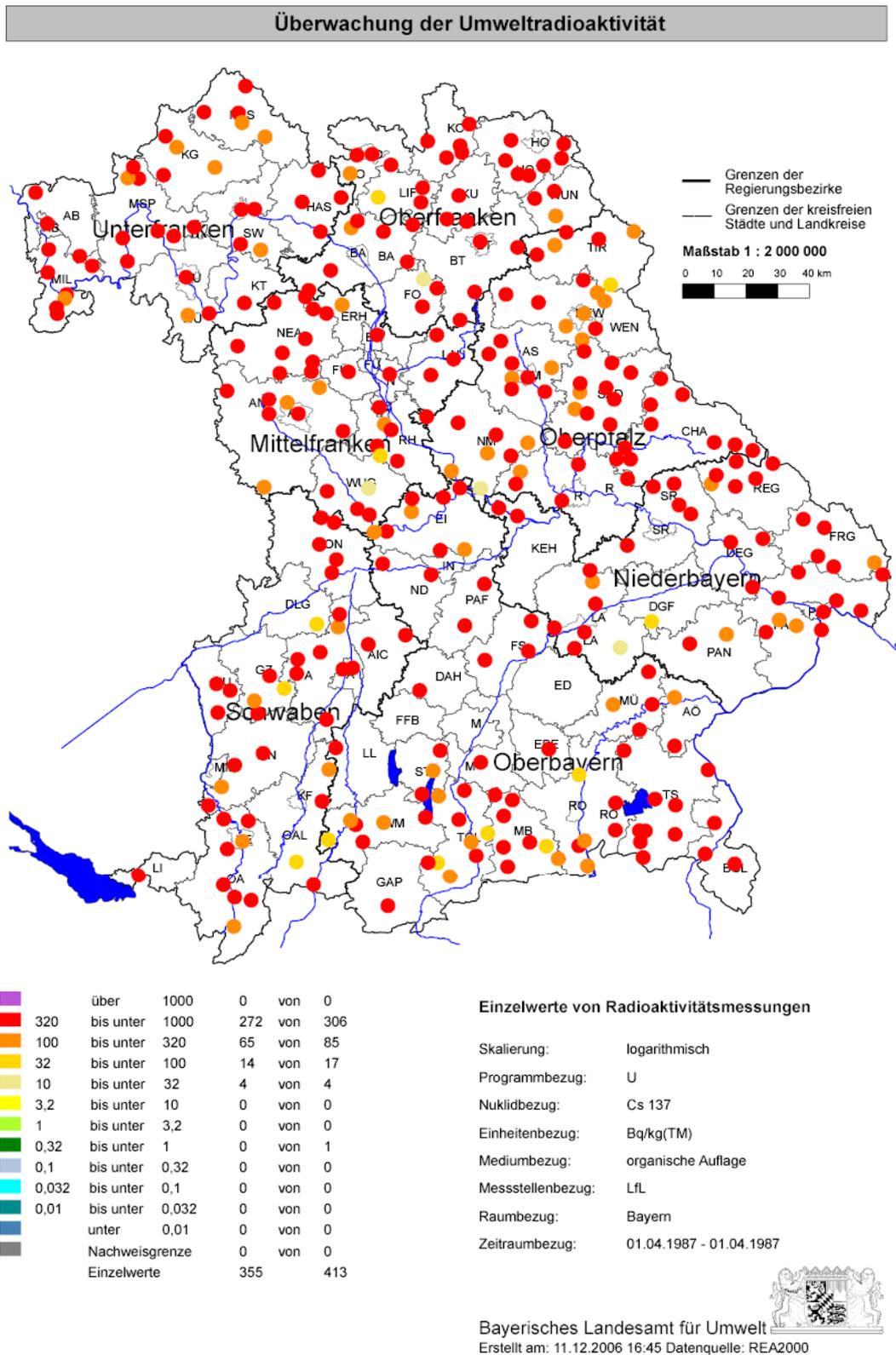
In der tabellarischen Zusammenstellung der nachfolgenden **Abbildung 29** sind die 1987 ermittelten bayernweiten mittleren Cäsium-137-Belastungen mit den entsprechenden Extremwerten, getrennt in drei Tiefenstufen, wiedergegeben.

Organische Humusaufgabe (Streu) unter Wald			Mineralischer Oberboden mit einer Beprobungstiefe bis 10 cm			Mineralischer Unterboden mit einer Beprobungstiefe von 11 cm bis 30 cm		
Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel
< 1	964	507	2	887	76	2	319	9

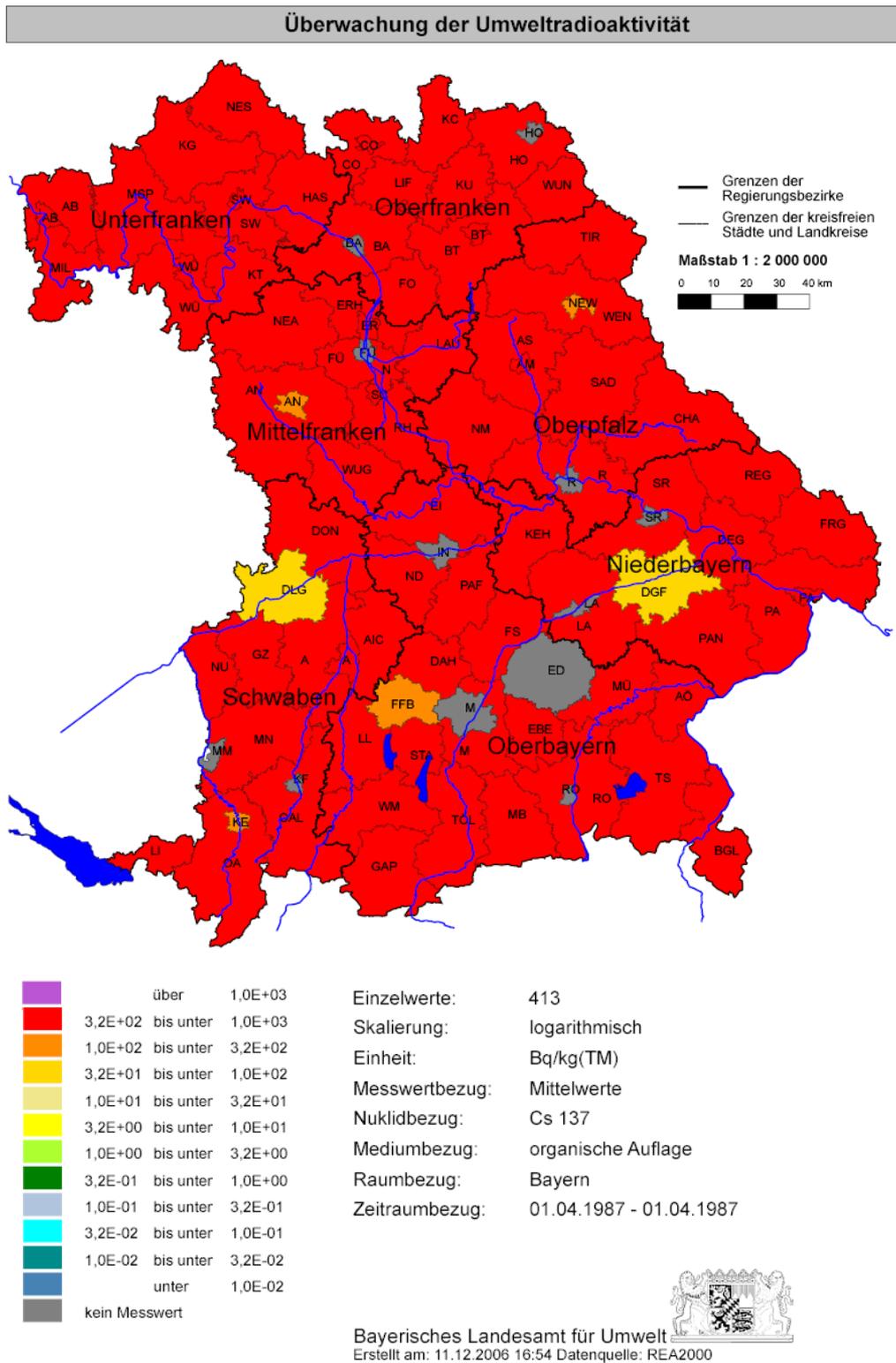
**Abb. 29:** Bayernweite Cäsium-137-Gehalte in Bq/kg TM von Waldböden in Tiefenabhängigkeit für 1987.

Die höchsten Aktivitätskonzentrationen fanden sich damals in den meist nur wenige cm mächtigen Streuaufgaben, auf den vielfach Pilze, Heidel- und Preiselbeeren sowie Äsungspflanzen für Wild wachsen. Es ist darauf zu verweisen, dass in extrem nährstoffarmen, auch weitgehend tonmineralfreien oder sandigen bzw. moorigen Waldböden gegenüber Kulturböden eine erheblich bessere Pflanzenverfügbarkeit des Cäsiums vorliegt, woraus eine erhöhte Anreicherung des Cäsiums in wildwachsenden Pilzen und über Äsungspflanzen auch in Wildbret resultiert.

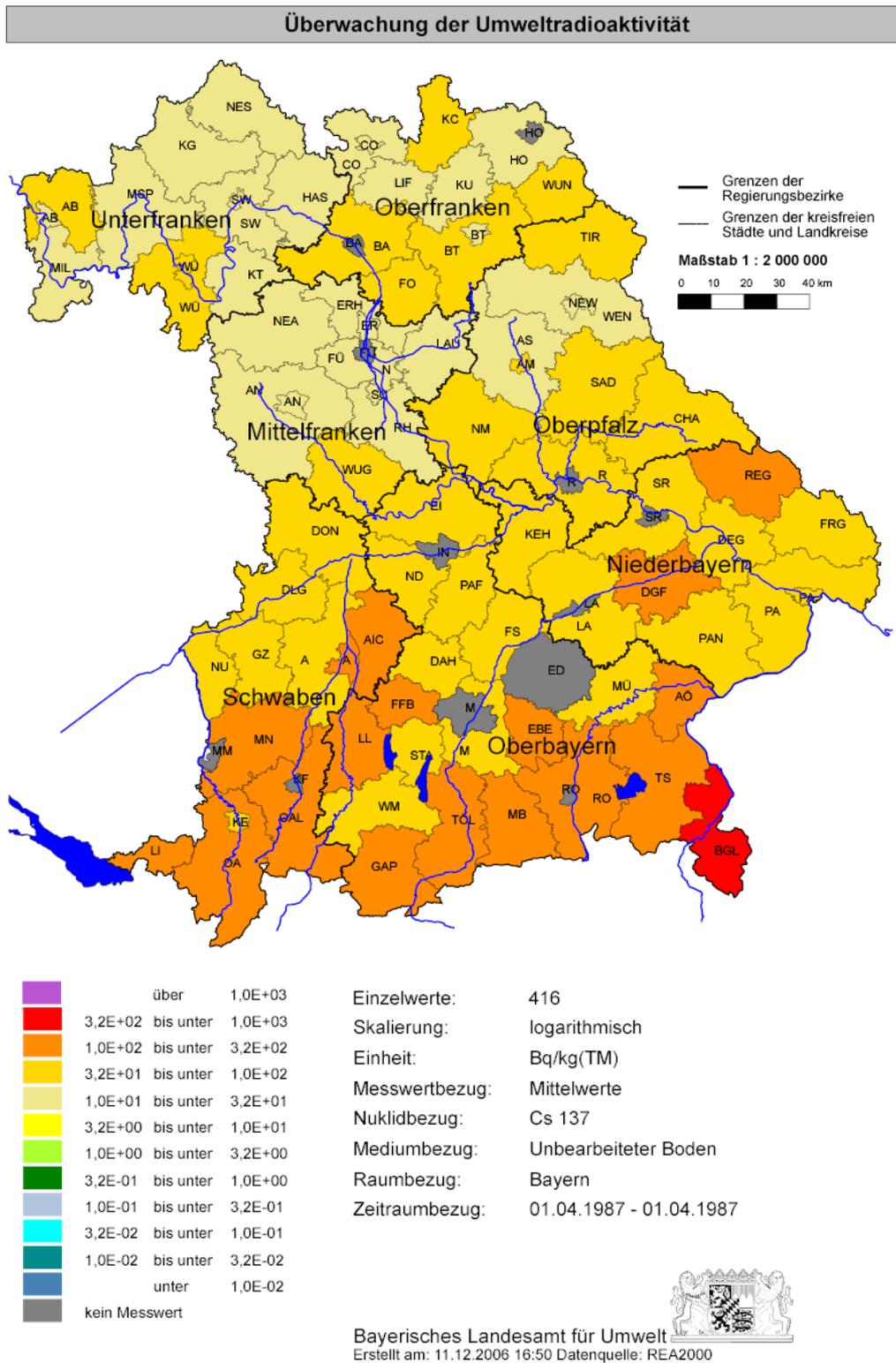
Über die Ergebnisse der seitdem an 8 ausgewählten Waldstandorten beobachteten zeitlichen Entwicklungen wird in Teil 2 dieser Publikation ausführlich berichtet.



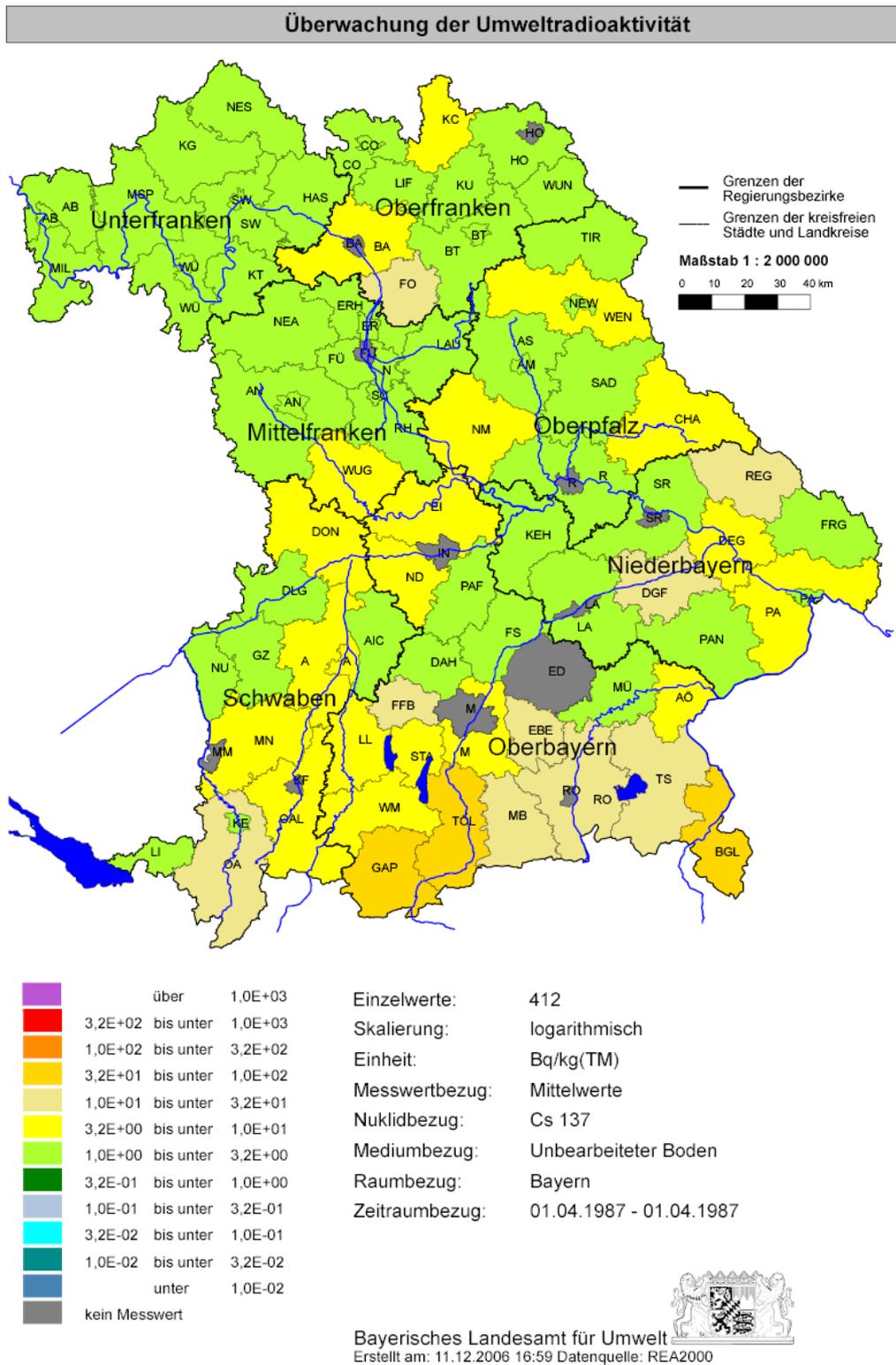
**Abb. 30:** Im Jahre 1987 an 413 ausgewählten Standorten erzielte Einzelmessergebnisse der Cäsium-137-Kontamination in der organischen Humusaufgabe von Waldböden, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 31:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination in der organischen Humusaufgabe von Waldböden im Jahre 1987, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 32:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination im mineralischen Oberboden unter Wald bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm im Jahre 1987, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).



**Abb. 33:** Räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination im mineralischen Unterboden unter Wald in einer Beprobungstiefe von 11 cm bis 30 cm im Jahre 1987, ermittelt von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

## 7 Fazit

Aus den hier dargestellten langjährigen Beobachtungen der bayerischen Böden kann grundsätzlich festgestellt werden:

Die Flächenbeurteilung erfolgte 1986 landesweit und regional sehr ungleichmäßig. Ausschlaggebend hierfür waren in erster Linie die unterschiedlichen Niederschlagsereignisse in der fraglichen Zeit. Die Landkreise südlich der Donau waren davon verhältnismäßig mehr betroffen als Nordbayern. Von der durch Tschernobyl verursachten Bodenkontamination besitzt heutzutage im Wesentlichen nur das langlebige Alkalimetall Cäsium-137 eine gewisse Bedeutung

Es wurde gezeigt, dass die äußere Strahlenbelastung (Direktstrahlung) in Bayern seit etwa 1993 dem allgemeinen Pegel der natürlichen Umgebungsstrahlung vor Tschernobyl entspricht.

Die unterschiedliche Kontaminationssituation der verschiedenen Bodenarten und ihre zeitliche Entwicklung wurde anhand einer großen Anzahl von Einzeluntersuchungen nachgezeichnet.

Die Kontamination von auf Kulturböden landwirtschaftlich angebauten Kulturpflanzen erfolgte nach dem Ende der Direktkontaminationsphase, die bis Anfang Mai 1986 dauerte, praktisch nur mehr durch den Transfer des Cäsiums aus dem Boden über die Wurzeln in die Pflanze. Aus diesem Transfer resultiert eine verminderte Kontamination des Bewuchses. Da diese Kulturpflanzen jährlich neu angebaut und geerntet werden, erfolgt auch keine längerfristige Speicherung des Cäsiums in der Pflanze. Ebenso sind die Transferprozesse Weide - Rindfleisch - Kuhmilch mit Kontaminationsabnahmen verbunden. Unter Zugrundelegung der gemessenen Kontaminationen in Acker- und Weideböden sind Kontaminationen bei inländisch erzeugten Nahrungsmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft von weniger als 1 Bq/kg Frischmasse zu erwarten. Diese Annahme wird durch die von uns aus Anlass des 20. Jahrestages des Reaktorunglücks von Tschernobyl im Internet veröffentlichte Dokumentation „Tschernobyl - Bayern 20 Jahre danach. Abriss zu den Auswirkungen auf Bayern fußend auf 130.000 Einzeluntersuchungen“ [12] bestätigt.

Ausnahme hiervon bilden Produkte des Waldökosystems, die jedoch von ihrer Menge her für die Ernährung der Bevölkerung von untergeordneter Bedeutung sind.

Alle in Bayern erhobenen Messdaten sind für einen Zweijahresausschnitt (vom gegenwärtigen Zeitpunkt an zurück) in unserem Internetangebot zum „Strahlenschutz“ unter

<http://www.bayern.de/lfu/strahlen/>

unter der Rubrik [„Strahlenschutzvorsorge in Bayern“](#)

und dem Verweis [„Aktuelle Messwerte: Aktivitätsgehalte Bayerischer Umweltproben“](#)

veröffentlicht.

U. a. finden Sie auf den Seiten zum [„Strahlenschutz“](#) auch vielfältige Informationen zur Umgebungsüberwachung bayerischer kerntechnischer Anlagen sowie zum Betrieb des Kernreaktor-Fernüberwachungssystems (KFÜ) und des Immissionsmessnetzes für Radioaktivität (IfR).

## Literatur

- [1] F. W. Krüger, L. Albrecht, E. Spoden, W. Weiss: Der Ablauf des Reaktorunfalls Tschernobyl 4 und die weiträumige Verfrachtung des freigesetzten Materials: Neuere Erkenntnisse und ihre Bewertung, in Tagungsband des BfS/SSK Seminar „Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz“, Gustav Fischer Verlag, 1996, S. 3 - 22.
- [2] A. Kaul: Zusammenfassung und Schlussfolgerungen, in Tagungsband des BfS/SSK Seminar „Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz“, Gustav Fischer Verlag, 1996, S. 531 - 543.
- [3] Neuere Erkenntnisse zum Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. Teil 1 und 2. Stand: Oktober 1986, Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS), GRS-S-40, Köln, November 1986.
- [4] Der Unfall und die Sicherheit der RBMK-Anlagen, Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS), GRS-121, Köln, Februar 1996.
- [5] U. Böllmann, E. Eder, H. Starke, H. Stein, H. W. Zeising: Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Bayern, Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Heft 82, München, 1988.
- [6] K. Bunzl: Künstliche Radioaktivität in Luft, Niederschlag und Boden. Mensch und Umwelt, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, Dezember 1986, S. 29 - 38.
- [7] S. Weimer: Messung der Bodenkontamination in der Bundesrepublik Deutschland. Folgen des Reaktorunfalls in Tschernobyl. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, April 1987, S. 1 - 9.
- [8] K. Goussios: Flächendeckende Gamma-Ortsdosisleistungsmessung in Bayern (1987-2003), Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Heft 178, Augsburg, 2005, S.43 – 44. (<http://www.bayern.de/lfu/strahlen/strahlenschutzvorsorge/gamma.pdf>)
- [9] S. Wolff, H. Zeising: Radioaktivität in den Böden Bayerns – nuklidspezifische „In-situ“-Messungen, Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Heft 117, München, 1992, S.139 - 141.
- [10] Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern, Hrsg.: Bayerische Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen und für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Juni 1987.
- [11] Radioaktive Belastung des Bodens als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl, Bericht des Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen im Einvernehmen mit dem Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, 30.06.1986.
- [12] K. Goussios, A. Wolf: Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach. Abriss zu den Auswirkungen auf Bayern fußend auf 130.000 Einzeluntersuchungen. Herausgegeben vom Bayerischen Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006.  
(<http://www.bayern.de/lfu/strahlen/tschernobyl/index.html>)

## Teil 2

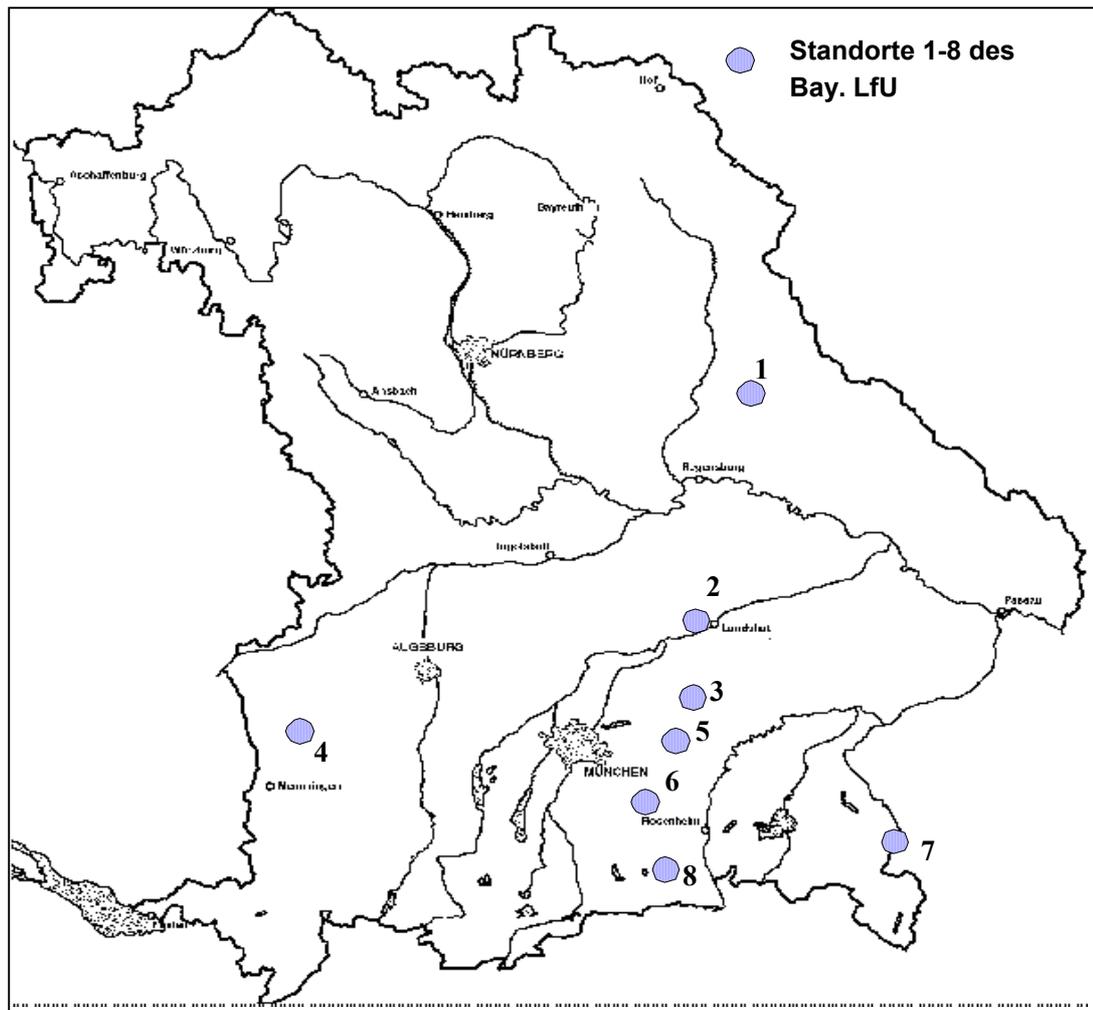
# „Waldböden 20 Jahre nach Tschernobyl“

*Von Bernd Schilling.*



## 1 Einleitung

Der nachfolgende Bericht stellt die Ergebnisse der 8 Radionuklid-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (R-BDF) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt vor (Abb. 1), die im Staatsforst angelegt worden sind. Sie sind Teil eines bayernweiten Programms, das unter der Federführung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz steht. Diese 8 Flächen wurden 1990 vor allem in den Regionen Bayerns angelegt, die anhand der bis dahin bekannten Erkenntnisse einen relativ hohen Input an Radionukliden aus dem Tschernobyl-Ereignis in den Boden erfahren hatten (s. SCHILLING 1994). So erfolgte die Einrichtung der Beobachtungsflächen im Osten und Süden Bayerns. Die bodenkundliche Standortsituation der Messflächen ist bei den meisten Flächen sehr ähnlich. Das bodenbildende Substrat besteht in erster Linie aus Lößlehm. Das liegende Ausgangsmaterial ist unterschiedlich und umfasst Tertiärsande, Niederterrassenschotter und Moränenmaterial. Einzige Ausnahme ist die R-BDF bei Bruck i.d.Opf. Ihr Bodenmaterial besteht nahezu rein aus Sanden, die in der Kreidezeit sedimentiert wurden (s. Tab. 1).



**Abb. 1:** Standorte der R-BDF, angelegt im Rahmen der Umsetzung des Strahlenschutzvorsorgegesetzes in Bayern

Bei der Auswahl der Flächen wurde vor allem darauf geachtet, dass die zu untersuchenden Bodenformen in der Region flächenhaft verbreitet sind. Um die Variabilität der Aktivitäten, die durch geogen vorhandene Radionuklide erzeugt wird, möglichst gering zu halten, sind in dieser Hinsicht homogen aufgebaute Dauerbeobachtungsflächen notwendig. Da es sich bis auf eine Fläche um Standorte handelt, die durch äolischen Auftrag (Löß od. Lößlehm) oder durch eine einheitliche Sedimentation (Seeton bei Freilassing) gleichmäßig abgedeckt wurden, kann von geogen homogenen Beobachtungsflächen ausgegangen werden. Auch die Überprüfung des Kreidesandstandortes bei Bruck/Opf. mit Hilfe von 1m-Geländebohrern (Pürckhauer) wies diesen, bezogen auf die Homogenität der pedogenen und geogenen Eigenschaften als geeigneten Standort aus. Dies lässt zumindest auch auf eine homogene Verteilung der geogen im Boden vorhandenen Nuklide schließen. Um einen eventuell erosiven Abtrag von Bodenmaterial ausschließen zu können, wurden ebene Flächen ausgesucht. Bestockung und Unterwuchs sind auf den Flächen weitgehend einheitlich. Durch die Beachtung der genannten Kriterien sind die Standortfaktoren auf den einzelnen Flächen sehr ähnlich. Dies ermöglicht eine gute Vergleichbarkeit der radioaktiven Belastung auf den einzelnen Flächen.

**Tab. 1:** *Zusammenstellung der Beobachtungsstandorte mit Angaben zum Substrat*

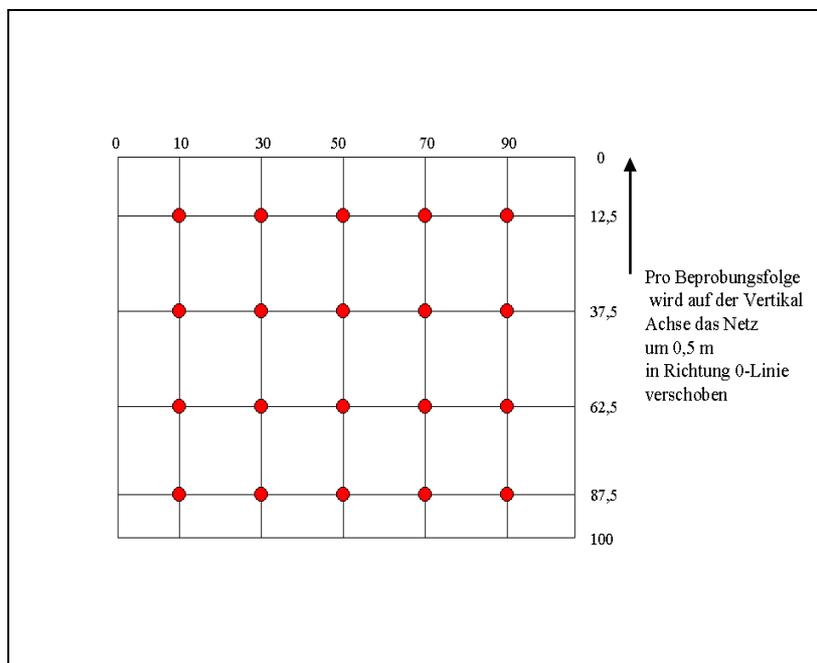
<b>Standort</b>	<b>Substrat</b>
Bruck/Opf.	Kreidesand
Lands- hut/West	Löß
Taufkir- chen/Vils	Lößlehm
Babenhau- sen	Lößlehm
Markt Schwaben	Lößlehm
Otterfing	Lößlehm
Freilassing	Seeton
Miesbach	Lößlehm

Die Ergebnisse werden in den einzelnen Kapiteln meist beispielhaft anhand einer Messfläche dargestellt.

## 2 Probenahme und Messmethoden

Um die Variabilität der Radionuklide auf der Fläche zu erfassen, wurde ein sog. „Flächenbeprobungssystem“ (SCHILLING 1997) angewandt (Abb. 2). An Rasterpunkten wurden hierbei Proben in 3 verschiedenen Tiefenstufen bis 30 cm Bodentiefe entnommen und zu Mischproben vermengt. Diese Tiefenstufen stimmen bei den R-BDF annähernd mit den Organischen Auflagen, dem Oberboden (0-10 cm) und Abschnitte des Unterbodens (10-30cm) überein.

Die Messungen der Radioaktivität der Bodenproben erfolgten mit hoch auflösender Gammaskopmetrie an der Dienststelle des Bayerischen Landesamtes für Umwelt in Augsburg (s. SCHILLING 2005).



**Abb. 2:** Beprobungsraster der Radionuklid-Boden-Dauerbeobachtung im Rahmen des Strahlenschutzvorsorgegesetzes

### 3 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus den letzten 16 Beprobungsfolgen zwischen 1990 und 2005 sind nachfolgend, strukturiert nach unterschiedlichen Auswertungsgesichtspunkten, dargestellt. Damit soll ein umfassendes Bild der derzeitigen Erkenntnisse aus dem Untersuchungszeitraum geliefert werden.

#### 3.1 Radioaktive Belastung des Bodens durch den Tschernobyl-Fallout

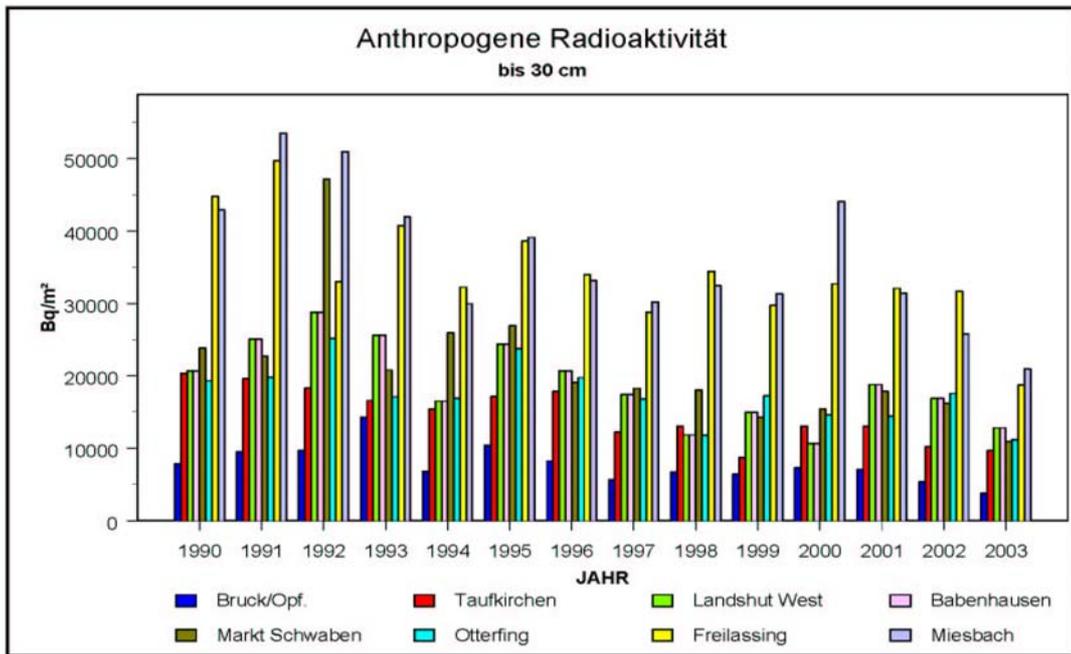
Im Tschernobyleintrag befanden sich viele unterschiedliche Nuklide, die vor allem  $\beta$ - und  $\gamma$ -Strahlung abgeben. Den größten Anteil an der Radioimmission hatten die Nuklide Jod-131 und Tellur-132. Wegen ihrer geringen Halbwertszeit (8 bzw. 3 Tage) waren diese Nuklide relativ schnell zerfallen. Längere Halbwertszeiten weisen Antimon-125 (2,8 a), Cer-144 (284 d) und Ruthenium-106 (1 a) auf. Cer-144 und Ruthenium-106 konnten im Messprogramm bis zum Beginn der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts bestimmt werden. Antimon-125 war Ende der neunziger noch nachweisbar. Cäsium-134 (2,1 a) ist aktuell noch messbar (vgl. SCHILLING 1997 & SCHILLING 2005). Ein spezieller Fall ist das Nuklid Strontium-90. Es war ein erheblicher Bestandteil der aus dem brennenden Reaktor von Tschernobyl entweichenden radioaktiven Elemente. Wegen seiner höheren Verdampfungstemperatur wurde es mit dem Niederschlag schon früher ausgewaschen und gelangte nicht nach Bayern. Der Anteil an Strontium-90 im Boden hat sich nach dem Tschernobyl-GAU in Bayern nicht erhöht (HENKELMANN & HAISCH 1998). Die noch vorhandenen Strontium-90 Nuklide stammen daher nahezu ausschließlich von den Kernwaffenversuchen der frühen 60er Jahre des letzten Jahrhunderts. Da seit dieser Zeit oberirdisch keine Kernwaffenversuche mehr durchgeführt worden sind, ist die davon ausgehende Belastung rückläufig (BMU 1996). Strontium-90 wurde daher nicht ins Messprogramm aufgenommen.

Die längste Zerfallsdauer der Nuklide aus dem Tschernobyl-Fallout hat Cäsium-137 mit einer Halbwertszeit von ca. 30 Jahren. Mit 8 % Anteil an den emittierten Nukliden hat Cäsium-137 auf Untersuchungsstandorten in Bayern einen Strahlungswert von bis zu 70.000 Bq/m<sup>2</sup> erreicht (BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1988). Damit ist es auch heute noch das bedeutendste radioaktive Element der anthropogen verursachten Belastung in Bayern (STRAHLENSCHUTZKOMMISSION 1986). **Abbildung 3** zeigt die aus anthropogenen Quellen herrührenden Aktivitäten (Summe der Aktivitäten von Cäsium-137, Cäsium-134, Antimon-125, Cer-144 & Ruthenium-106), die auf den 8 Messflächen zwischen 1990 und 2003 bis zu einer Bodentiefe von 30 cm (Hauptwurzelraum der Pflanzen) erhoben wurden. Auf der Kreidesandfläche bei Bruck in der Oberpfalz wurden mit Abstand die niedrigsten anthropogen indizierten Aktivitäten gemessen (**Abb. 3**). Im nördlichen Bayern gingen zu der Zeit als sich die radioaktiven Staubteilchen über Deutschland hinweg bewegten nur geringe Niederschläge nieder. Anders war es auf den weiter südlich befindlichen Flächen. Dort konnten weitaus höhere Radioaktivitäten gemessen werden (SCHILLING 1994). Die höchsten Aktivitäten sind auf der Fläche bei Miesbach festgestellt worden. Dort wurden Anfang der Neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts bis über 50.000 Bq/m<sup>2</sup> gemessen (**Abb. 3** – 1991/1992). Ähnlich hohe Messwerte konnten am Südostrand Bayerns in Freilassing bestimmt werden. Im Vergleich dazu lag die maximale Belastung mit Cäsium-137 in Österreich bei 200.000 Bq/m<sup>2</sup> (BOSSEW et al. 2001). In den Alpen, beschreibt POURCELOT et al. (2003), wurden Spitzenwerte von 300.000 Bq/m<sup>2</sup> gemessen. Dabei

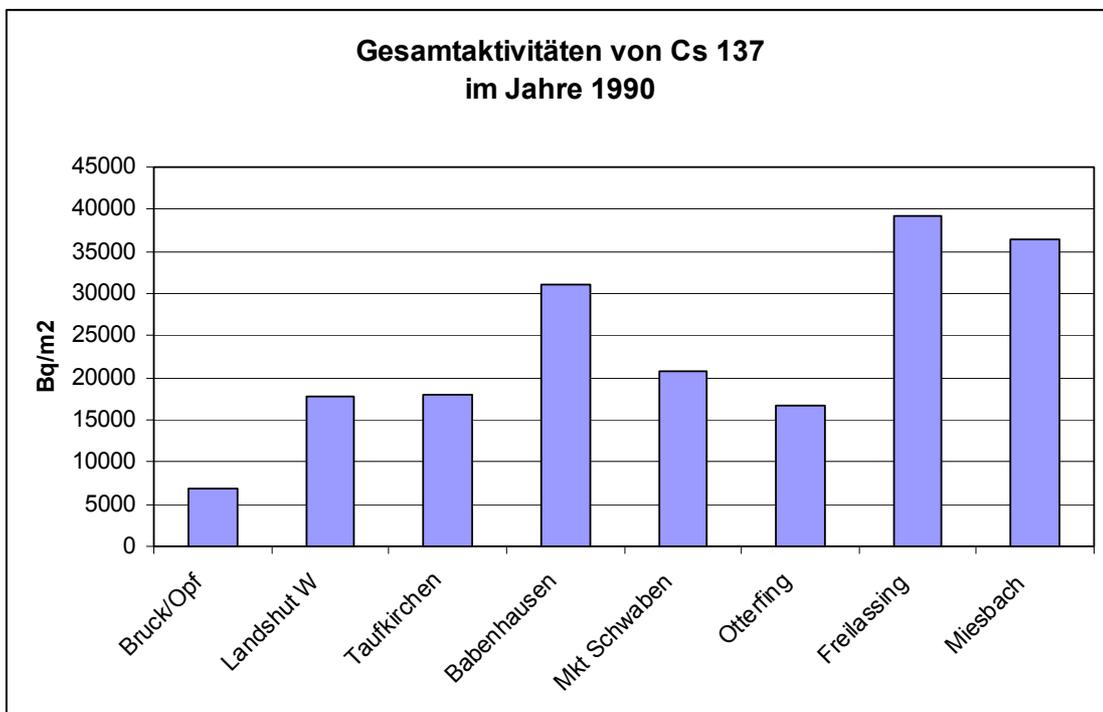
konnte eine positive Korrelation zwischen der durch den Fallout verursachten radioaktiven Anreicherung und den vorhandenen Schneehöhen festgestellt werden.

Ähnlich wie die Gegenüberstellung der anthropogen verursachten radioaktiven Belastung, zeigt auch der Vergleich der Radioaktivitäten von Cs 137 bis 30 cm Bodentiefe am Beispiel des Jahres 1990 die höchsten Werte auf den Flächen bei Freilassing und Miesbach an. Relative hohe Einträge in den Boden haben aber auch auf der Fläche bei Babenhausen im Regierungsbezirk Schwaben stattgefunden (Abb. 4). Dies entspricht auch den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen, die kurz nach dem Fallout erhoben wurden (BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1988).

Bei Betrachtung aller Messflächen ist die anthropogene Belastung, verursacht durch den Tschernobyl-Fallout, gegenüber der Hintergrundbelastung, die von den Kernwaffentests der 60er Jahre herrührt, jedoch vergleichsweise hoch.



**Abb. 3:** Radioaktivitäten an den 8 Messflächen im Zeitraum 1990 bis 2003 mit anthropogenem Ursprung (Summe Cs 137, Cs 134, Sb 125, Cer 144, Ru 106)



**Abb. 4:** Radioaktivitäten auf den 8 Messflächen bis 30 cm Bodentiefe im Vergleich (gemessen 1990)

### 3.2 Entwicklung der radioaktiven Belastung im Boden seit dem Tschernobyl-Fallout

Die Entwicklung der Radioaktivitätsbelastung auf den untersuchten Flächen wird nachfolgend über den Beobachtungszeitraum von 1990 bis 2005 beschrieben. In den **Abbildungen 5 bis 12** sind die Radioaktivitäten bis 30 cm Bodentiefe pro Quadratmeter dargestellt. Diese Maßeinheit ermöglicht sowohl einen Vergleich zwischen einzelnen Monitoringstandorten als auch zwischen den Belastungen, die in verschiedenen Jahren vorgeherrscht haben. Nach dem radioaktiven Zerfallsgesetz müssen die Cs 137 Aktivitäten entlang einer nach oben gekrümmten Kurve abnehmen. Als Anfangswert für die Kurvenberechnung wurde immer der Wert, der im Jahre 1990 gemessenen wurde, verwendet. Diese Kurve ist in den Abbildungen als Anhaltspunkt für den Vergleich reeller und mit den rechnerisch ermittelten Veränderungen gestrichelt eingezeichnet.

Bei Betrachtung der Diagramme ergibt sich folgendes:

- die reell gemessenen Werte nehmen nicht kontinuierlich ab,
- die Abweichungen von der nach dem Zerfallsgesetz errechneten Kurve sind zum Teil deutlich,
- über den Beobachtungszeitraum (1990 bis 2005) betrachtet, entspricht die reelle Abnahme der Aktivitäten, annähernd der Abnahme, die mit Hilfe des Zerfallsgesetzes errechnet wurde. Im Falle des Cs 137 nahm die Radioaktivität seit dem Tschernobyl-Fallout um ca. 1/3 ab (Halbwertszeit von Cs 137 ~ 30 a).

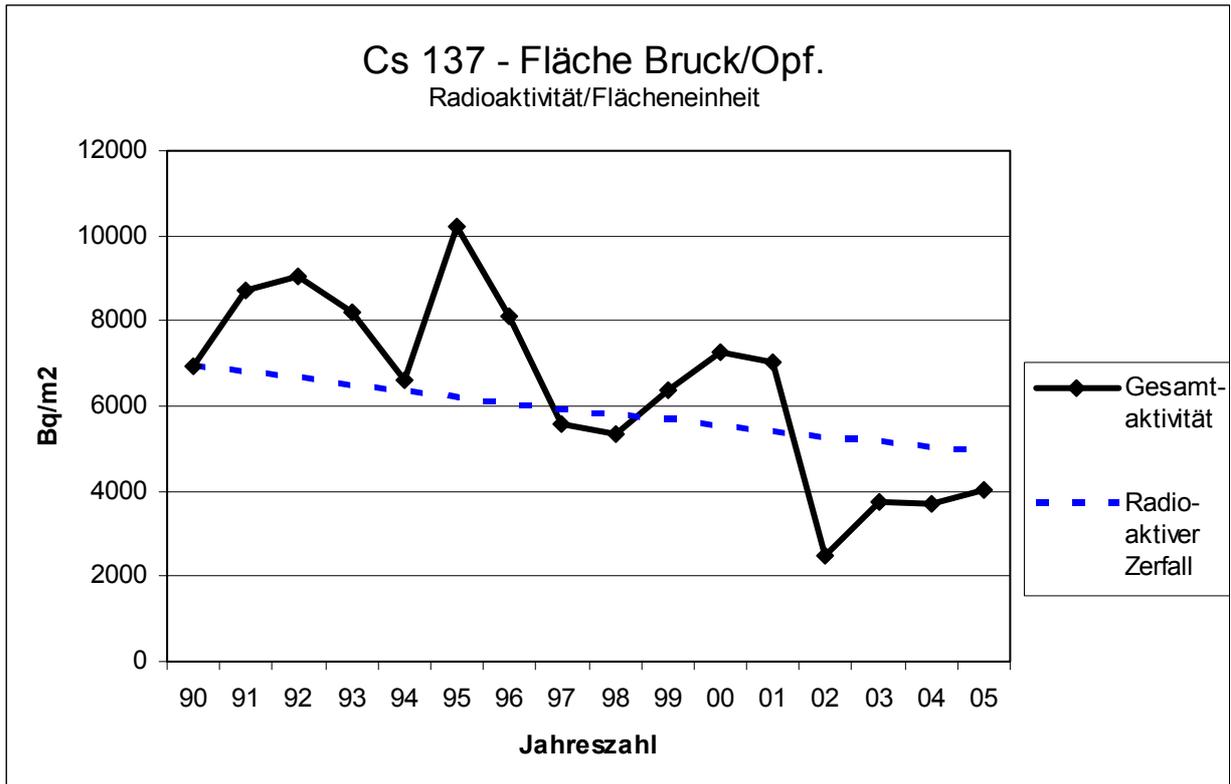
Dass die reell gemessenen Werte zeitlich gesehen so unregelmäßig abnehmen, kann zum einen auf den normalen Zerfallsprozess überlagernde pedogene Vorgänge, zum anderen auf die Probenahme zurückgeführt werden. Als pedogene Vorgänge sind in erster Linie bodenmechanische Vorgänge, die durch Bodenwühler erzeugt werden, zu nennen. Diese können dazu führen, dass punktuell unterschiedlich belastete Bodenhorizonte verschieden stark vermischt werden. Einen weit gewichtigeren Einfluss hat aber die Probenahme. Hierfür gibt es verschiedene Erklärungen:

Bodenhorizonte, die reich an organischer Substanz sind, können weitaus mehr radioaktive Substanzen einlagern als der humusarme Mineralboden. Die Horizontübergänge sind meist nicht geradlinig, sondern eher wellig. Dadurch werden bei der tiefenstufenbezogenen Beprobung oft unterschiedliche Mengen an organischer Substanz entnommen. Dies hat auch zur Folge, dass bei der Bestimmung des Flächenbezugs der Parameter Gewicht stark schwankt. Außerdem sind die radioaktiven Substanzen nicht gleichmäßig über die Waldstandorte verteilt und auch der Stammabfluss von den Bäumen sorgt für eine unterschiedliche Verteilung der eingetragenen Radionuklide über die Fläche (SCHIMMACK 1992).

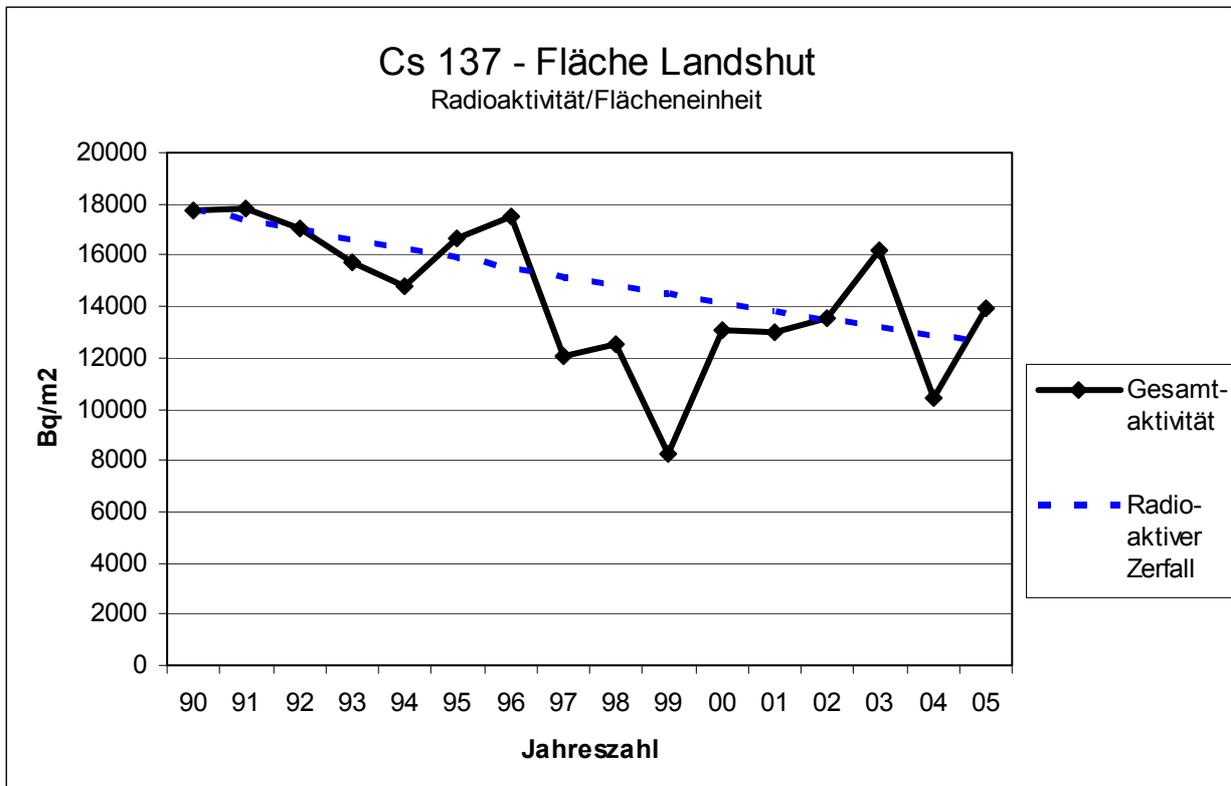
Damit trotz dieser Flächenvariabilität ein repräsentativer Messwert zur Verfügung steht, wurden Mischproben aus je 20 Einzelproben gebildet. Dennoch können hiermit die Einflüsse der Flächenvariabilität bei der Bewertung der Radioaktivität auf der Fläche nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Verbessert werden könnte diese Repräsentativität des Messwertes durch eine horizontbezogene Beprobung, die im Rahmen der Strahlenschutzvorsorge jedoch bundesweit nicht präferiert wurde. In Abwägung von Aufwand und Genauigkeit der Ergebnisse wurde die hier angewandte Vorgehensweise als ausreichend angesehen.

Ein weiterer Einflussfaktor, der dazu beiträgt, dass die reelle Abnahme der immittierten Radioaktivität nicht konform mit der errechneten Abnahme geht, ist die Aufnahme von radioaktiven Substanzen aus dem Boden durch Pflanzen und Tiere. Ist die Kalium-Sättigung des Bodens nicht allzu hoch, nimmt Cäsium diese Stoffbindungsplätze im Boden ein. An solchen Standorten gelangt daher mehr Cäsium in die Pflanzen. Auch etliche Tiere lagern bei der Nahrungsaufnahme, bei der Bodenmaterial in den Verdauungstrakt gelangt, viel Cäsium in ihrem Fleisch ein. Werden die Tiere und Pflanzen genutzt, wird das aufgenommene Cäsium dem Kreislauf „Boden – Nutzpflanze/Tier“ entzogen.

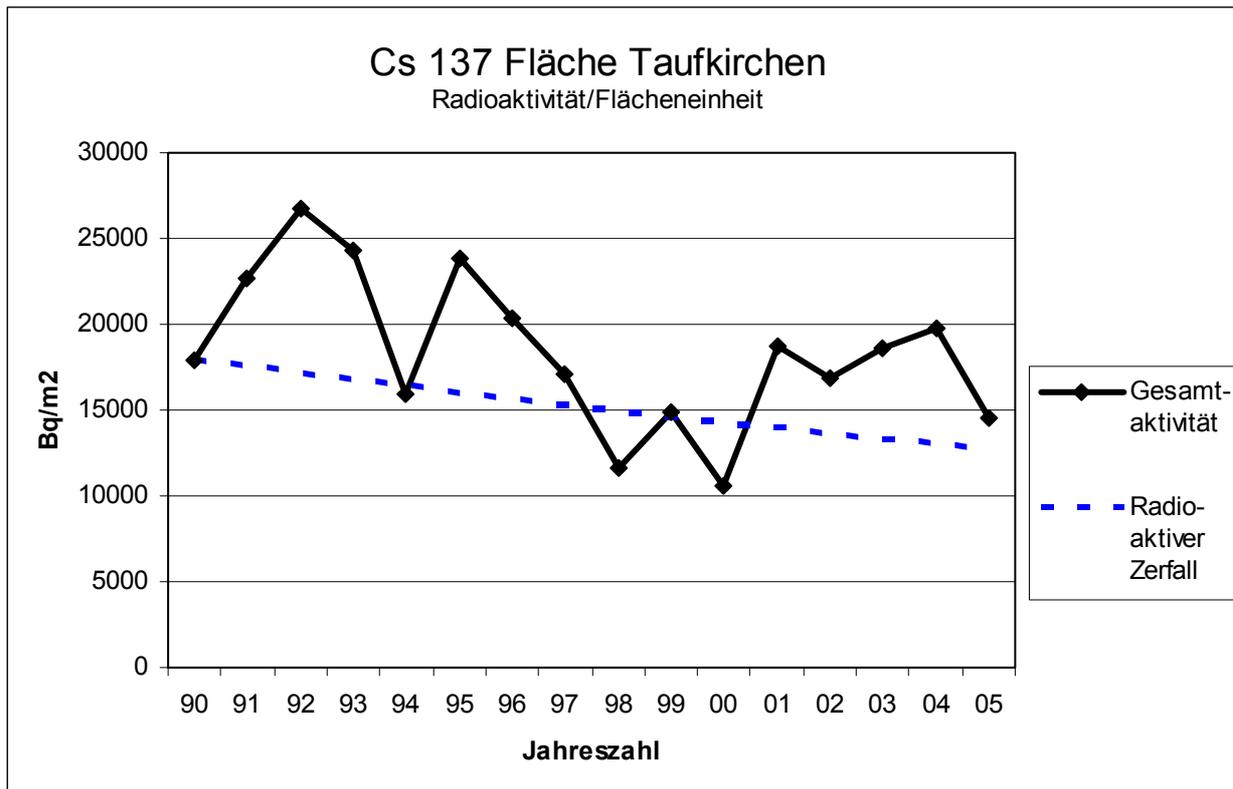
Mit einem relevanten Neueintrag von radioaktiven Stoffen über die Luft ist unter den derzeitigen Gegebenheiten nicht zu rechnen. So sind nach Untersuchungen von ROSNER & WINKLER (2001) die mittleren Konzentrationen von Cäsium-137 in der Luft im Zeitraum von 1986 bis 1998 von 133 auf 2,8  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  zurückgegangen.



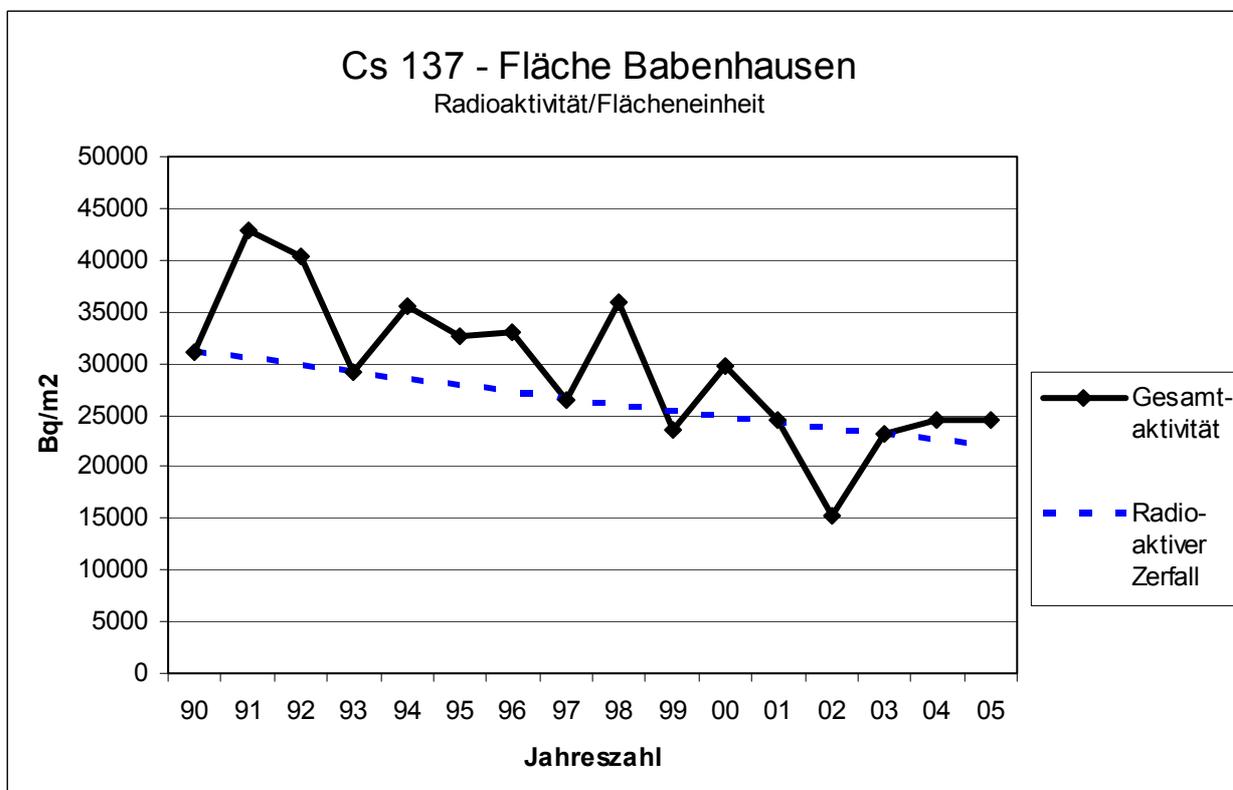
**Abb. 5:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Bruck/Opf. zwischen 1990 und 2005



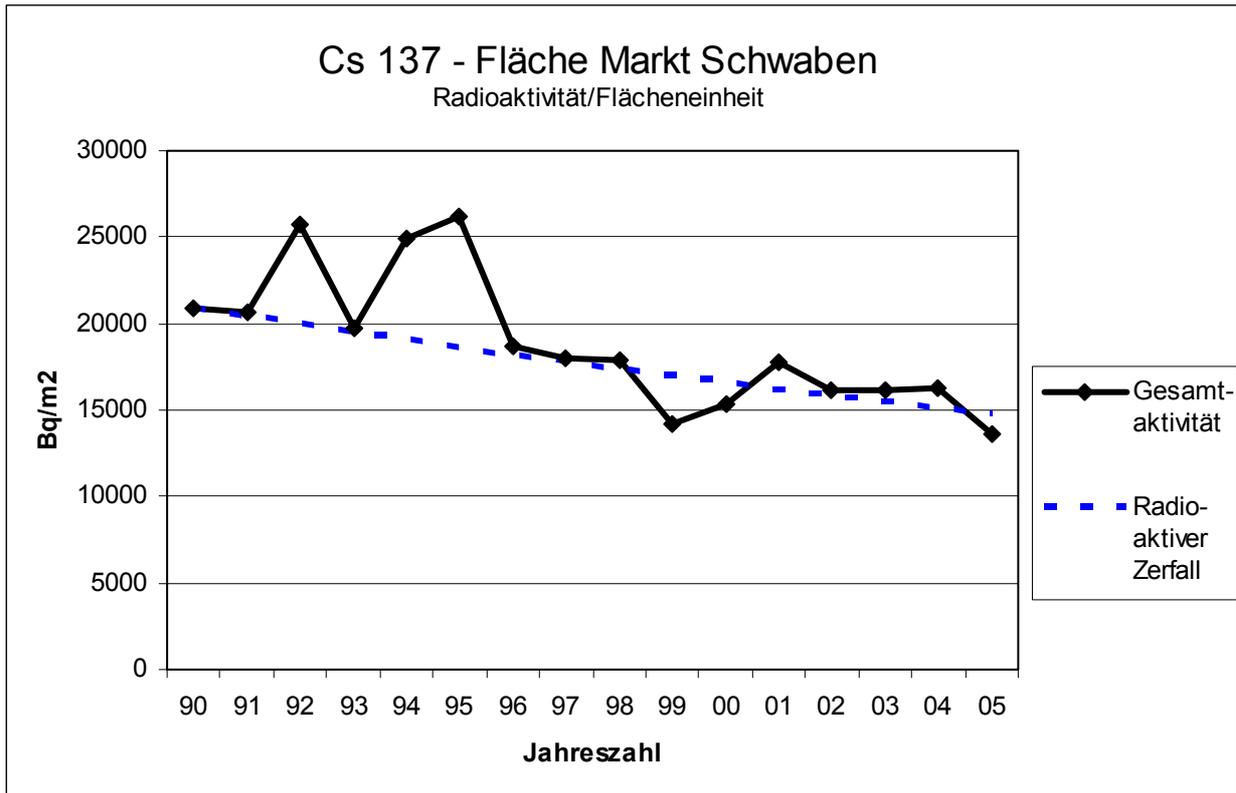
**Abb. 6:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Landshut zwischen 1990 und 2005



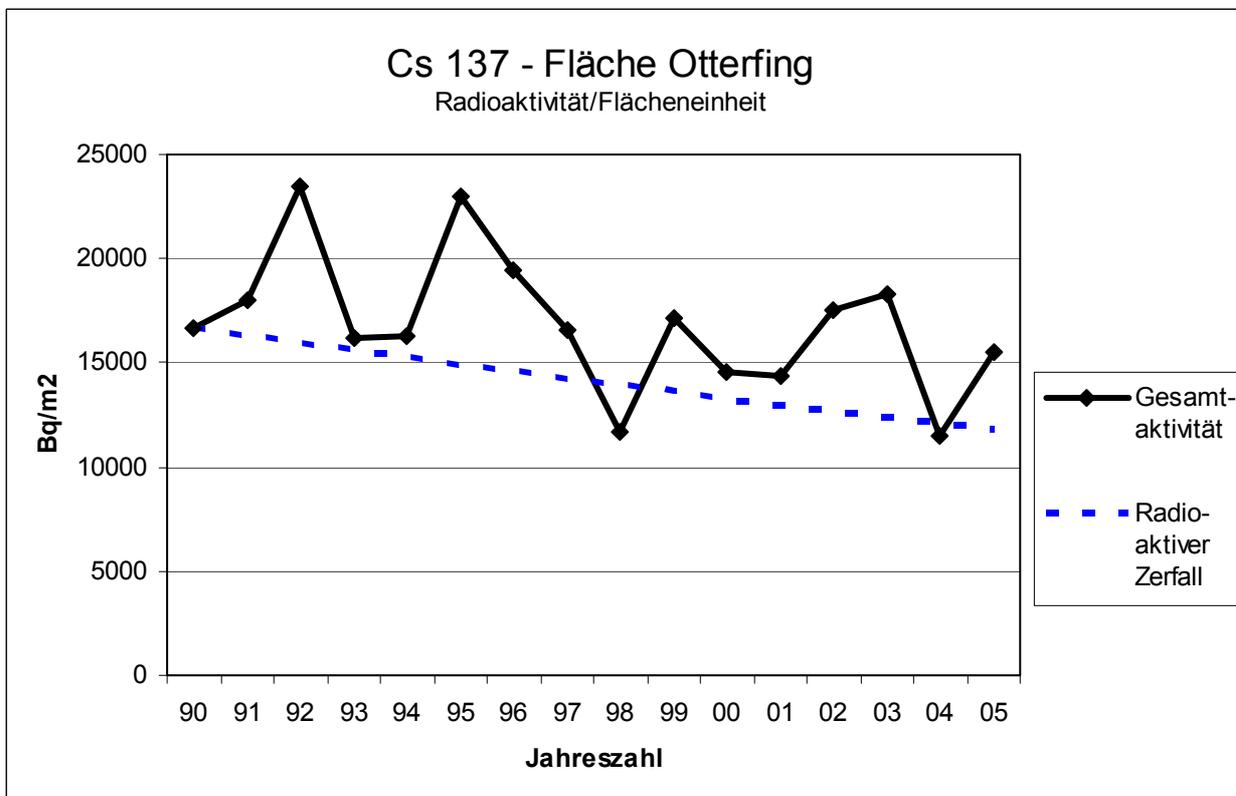
**Abb. 7:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Taufkirchen zwischen 1990 und 2005



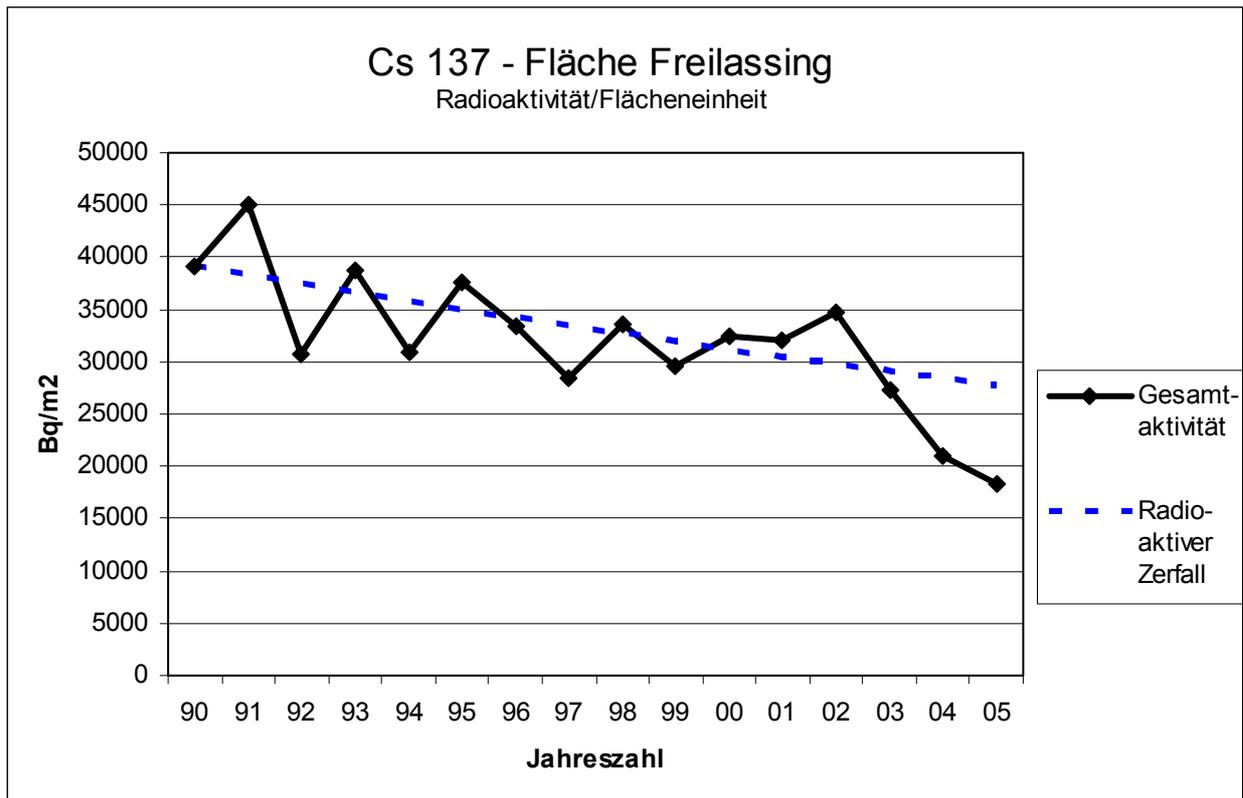
**Abb. 8:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Babenhausen zwischen 1990 und 2005



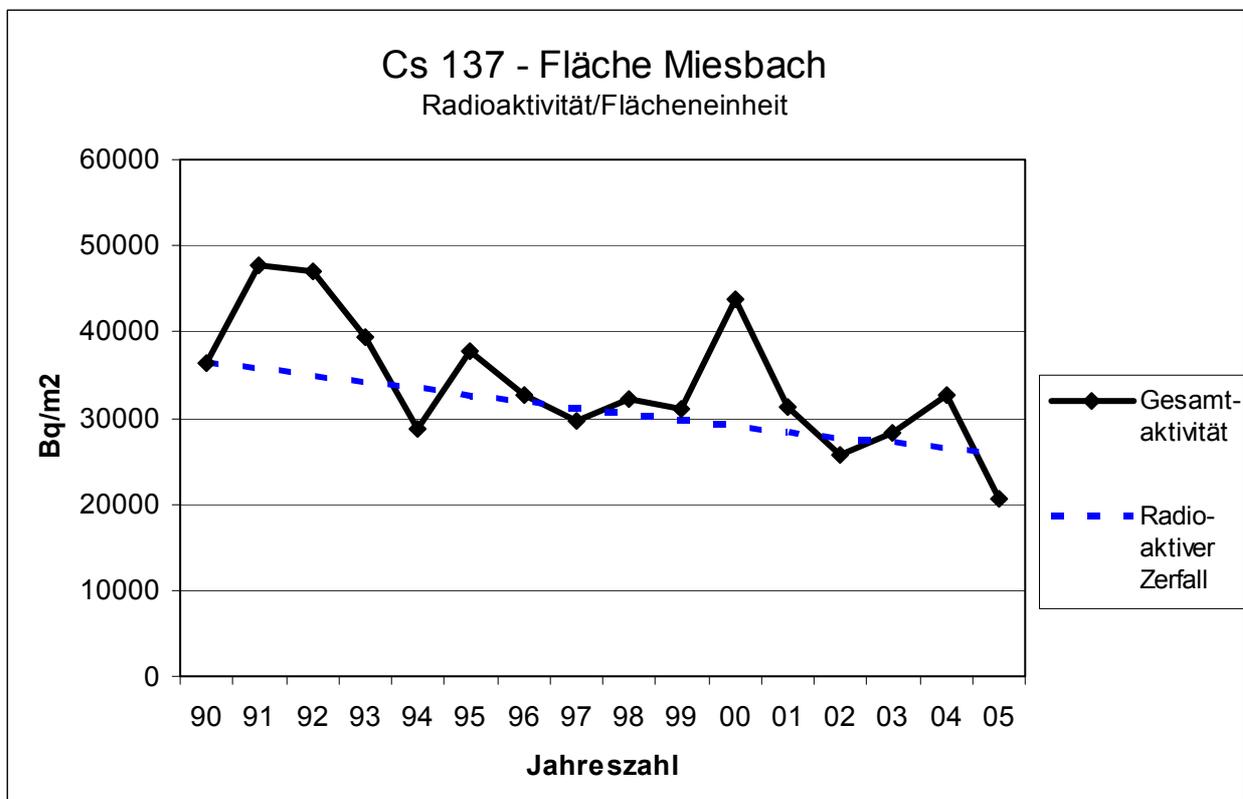
**Abb. 9:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Markt Schwaben zwischen 1990 und 2005



**Abb. 10:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Otterfing zwischen 1990 und 2005



**Abb. 11:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Freilassing zwischen 1990 und 2005



**Abb. 12:** Radioaktivitätsmesswerte (Cs 137) bis 30 cm Bodentiefe auf der Fläche Miesbach zwischen 1990 und 2005

### 3.3 Vergleich anthropogen und geogen verursachte radioaktive Belastung des Bodens

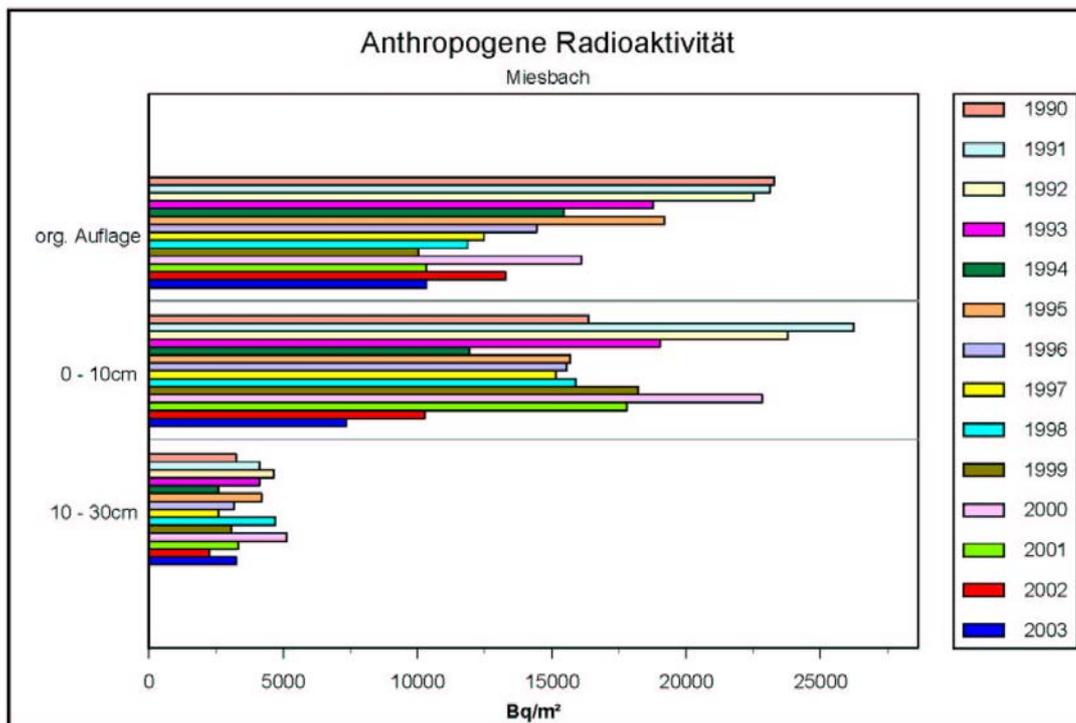
Die Radioaktivität in den Böden rührt von 2 Ursachen her: Zum einen wird die Belastung durch anthropogene Ereignisse wie dem Tschernobyl-Fallout oder Atombombenversuchen erzeugt, zum anderen durch die radioaktive Strahlung der Gesteine.

Die auf anthropogenem Weg in den Boden eingetragenen Radionuklide haben eine starke Affinität zur organischen Substanz im Boden. Daher lagern sich die Nuklide zum überwiegenden Teil in den organischen Auflagen und im Oberboden ab. In den tiefer liegenden humusfreien Mineralbodenschichten nehmen die Aktivitäten deutlich ab (s. [Abb. 13](#)). Die Nuklide werden meist an Kationenaustauschern angelagert oder in Humuskomplexen eingebunden. Bei sehr sauren Bodenstandorten besteht die Gefahr, dass die Radionuklide frei gesetzt werden können und für die Pflanzenaufnahme zur Verfügung stehen.

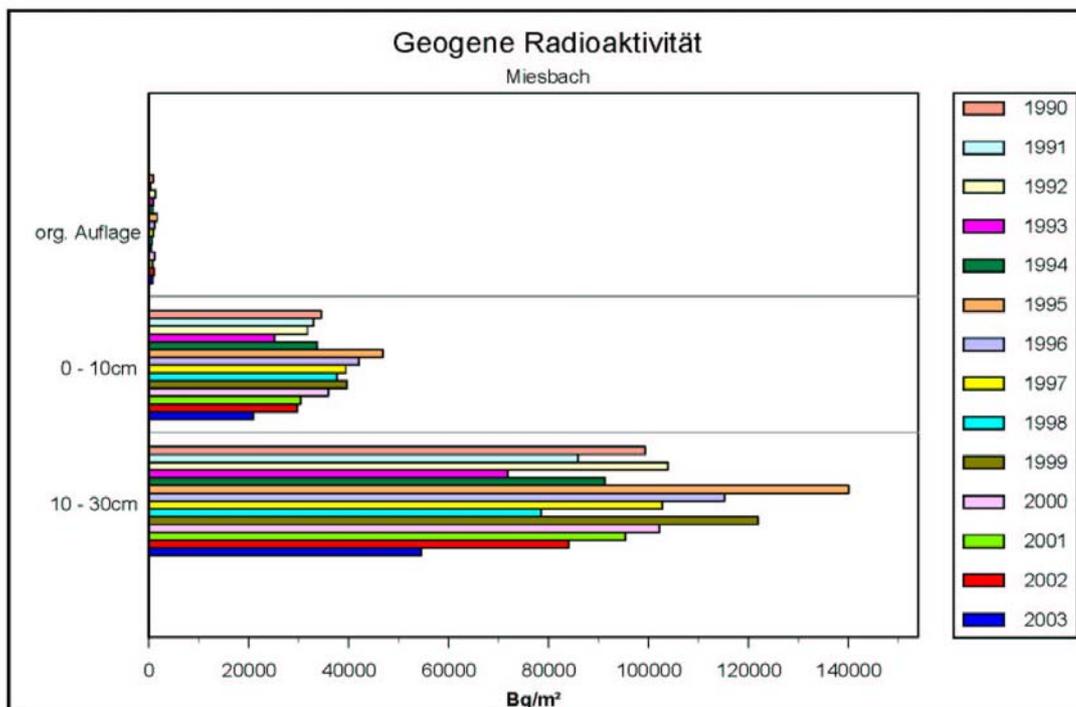
Anders verhält es sich mit den geogen im Gestein vorhandenen Radionukliden. Diese Nuklide (gemessen im Programm: K 40, Ac 228, Ra 226) sorgen unabhängig vom Tschernobyl-Fallout, für eine ubiquitär ständig vorhandene gesteinsabhängige, also „geogene“ Hintergrundbelastung. So ist die geogen bedingte Strahlungsbelastung in Böden des Grundgebirges meist am höchsten, da die strahlenden Elemente bevorzugt an magmatischen Gesteinen gebunden sind. Dies kann auch auf den Messflächen beobachtet werden. So differiert die geogen bedingte Strahlungsintensität zwischen den Monitoringstandorten bis zum 5 fachen.

Der wichtigste Vertreter, der auf den Untersuchungsflächen gemessenen, geogenen Parameter, ist wegen seiner Strahlungsintensität das Nuklid Kalium-40. Die Strahlungsintensität übersteigt die von Cäsium-137 auf den 8 Messflächen zum Teil deutlich. Jedoch sind in den organischen Auflagen nur geringe geogen verursachte Nuklidmengen zu finden. Dies kann anhand der Aktivitäten auf der Miesbacher Fläche beobachtet werden (s. [Abb. 14](#)).

Auch im humosen Mineralboden (Oberboden) erreichen die Werte wegen der Verdünnung durch die organische Substanz nur ca. 30 % der im humusfreien Mineralboden (Unterboden) gemessenen Werte. Die „geogenen Nuklide“ sind in der Regel relativ fest im Kristallgitter des Ausgangsgesteines eingebaut. Über die Pflanzen mit der sogenannten „Vegetationspumpe“ gelangt daher nur ein verhältnismäßig geringer Anteil geogen vorhandener Nuklide aus dem Mineralboden in die Streu. So liegt zum Beispiel auf der Fläche bei Miesbach die Aktivität in der Streu meist unter einem Hundertstel des zugehörigen Wertes im humusfreien Mineralboden.



**Abb. 13:** Vertikale Verteilung der anthropogen induzierten Radioaktivität (Summe Cs 137, Cs 134, Sb 125, Ru 106, Ce 144) im Boden am Beispiel Miesbach



**Abb. 14:** Vertikale Verteilung der geogen vorhandenen Radioaktivität (Summe K 40, Ac 228, Ra 226) im Boden am Beispiel Miesbach

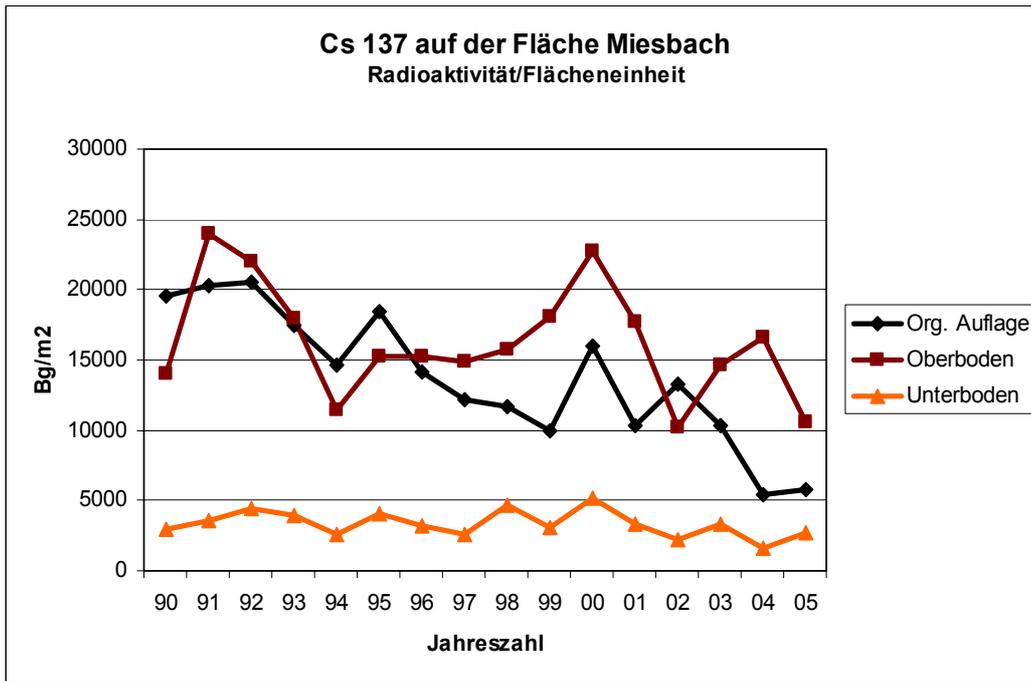
### 3.4 Verlagerung von radioaktiven Substanzen im Boden

Eine wichtige Frage bei der Belastung der Böden durch Schadstoffe ist immer deren Eindringtiefe in den Boden. Wie bereits erläutert, wird der Großteil der auf den Boden immittierten Radionuklide in der organischen Substanz aus dem Niederschlag ausgefiltert, wobei die Intensität des Niederschlages auch als Einflussfaktor auf die Eindringtiefe wirkt. SCHIMMACK et al. (1994) konnten aufzeigen, dass bei einem moderaten Regenereignis nahezu alle eingetragenen Radionuklide zuerst in den organischen Auflagen fixiert werden. Bei Starkregenereignissen hingegen perkolieren 30 % der Nuklide bis zu einer Tiefe von 14 cm.

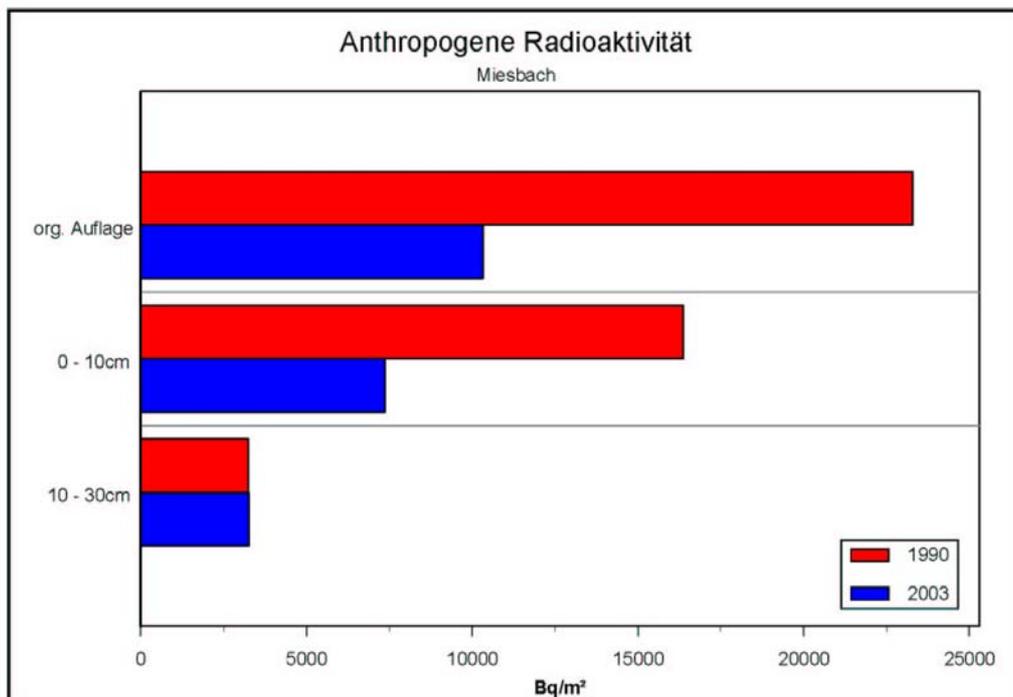
Der hohe Anteil von Cs 137 in den organischen Auflagen bedeutet in erster Linie eine Belastung von Pflanzen, die aus der Humusaufgabe ihre Nährstoffe beziehen. Dies sind im Wald vor allem Pilze, die z. T. als Speisepilze vom Menschen zur Ernährung genutzt werden. Wobei es bei der Vielzahl der Pilzsorten deutliche Unterschiede in der Belastung gibt. Untersuchungen von KAMMERER et al. (1994) belegen eine Spannbreite der Belastung von 2.000 bis 15.000 Bq/kg bei verschiedenen Pilzsorten. Auch Tiere wie z.B. Wildschweine, die in der Streu und im humosen Oberboden nach Nahrung suchen, nehmen weitaus größere Mengen an anthropogen in den Boden gelangten radioaktiven Stoffen auf als Wildtiere, die sich direkt von Pflanzenblättern ernähren wie z. B. das Rotwild. Gelangen nun radioaktive Stoffe in den Mineralboden, so besteht vorwiegend im Bereich des Hauptwurzelaumes (bis 30 cm Bodentiefe) die Möglichkeit, dass Pflanzen diese Stoffe aufnehmen. Über den Verzehr kommen diese Pflanzen dann schließlich in den Nahrungskreislauf des Menschen (Freiland: alle Nutzpflanzen; Wald: Heidel- und Preiselbeere sowie Blätter über den Pfad Wildtiere). Ist das Bodensubstrat arm an pufferfähigen Substanzen, der pH-Wert niedrig sowie oberflächennahes Grundwasser vorhanden und ermöglicht die Struktur des Bodens (z.B. bei Sanden) hohe Sickerwasserraten, dann muss auch mit einem Transport der radioaktiven Stoffe bis ins Grundwasser gerechnet werden. Beim Vergleich von verschiedenen Radionukliden konnte eine unterschiedliche Migrationsintensität beobachtet werden. Strontium und das in bayerischen Böden zur Zeit relevante Cäsium verlagern sich aber nur sehr langsam in größere Bodentiefen (BOSSEW 2004).

Sande kommen nur auf der Fläche bei Bruck in der Opf. vor (s. Tab. 1). Die Belastung ist dort jedoch nicht so hoch und die in der Kreidezeit entstandenen Sandsteine verfügen in der Regel über einen genügend großen Anteil an adsorptiv wirkenden Substanzen wie etwa Tonminerale. Diese verhindern eine intensive Migration von radioaktiven Stoffen bis ins Grundwasser. Kontinuierliche Messungen des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ (1999) zeigen bayernweit nur eine unmerkliche Belastung des Grund- und Oberflächenwassers an. Dies bekräftigt die Annahme einer geringen Verlagerung von künstlichen Nukliden mit dem Sickerwasser. Anders verhält es sich beim Transport von Bodenteilchen. So ergaben Untersuchungen von Schwebstoffen in Gewässern einen erhöhten Anteil an Nukliden. Im Starnberger See wurden bis zu 1310 Bq/kg in Schwebstoffproben gemessen. In der Naab, die parallel der Ostgrenze Bayerns verläuft, konnte eine Aktivität von 186 Bq/kg im Schwebmaterial festgestellt werden (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1999). Untersuchungen von VRAY et al. (2003) ergaben einen engen Zusammenhang zwischen Nachlieferung von radioaktiven Schwebstoffen in die Vorfluter und der Zeit. So halbierten sich die Cäsium-137 Aktivitäten in einem Zeitraum von 4-6 Jahren seit 1987 in untersuchten französischen Flüssen.

Bei der Fläche nahe Miesbach (s. Abb. 15 u. 16), deren Bodensolum ähnlich wie bei den anderen 6 Flächen aus Lößlehmsubstrat aufgebaut ist, finden sich auch ähnliche Verteilungsmuster von Cs 137 in der Tiefe zwischen den Jahren 1990 und 2005. Die anfänglich hohen Aktivitäten in den organischen Auflagen und im humosen Oberboden (0-10 cm) haben sich bis zum Jahre 2005 halbiert bzw. um ca. ein Drittel verringert, während sich in 10-30 cm Tiefe (Unterboden) die Anzahl der anthropogen eingetragenen Nuklide bei allen Standorten signifikant leicht erhöht hat. Der Großteil der Abnahme der Strahlungsintensität ist durch den Zerfallsprozess zu begründen. Dass im humusfreien Mineralboden (10-30 cm) die Strahlungsaktivität gering angestiegen ist, dürfte durch ein Einmischen von Bodensubstrat aus darüber liegendem Bodenmaterial zu erklären sein. Am Beispiel der Miesbacher Fläche wäre dazu ein Austausch von ca. 2 % des Bodensubstrats zwischen der Tiefe von 0-10 cm und 10-30 cm notwendig. Dieses höher belastete Bodenmaterial dringt wahrscheinlich durch Bioturbation, Peloturbation oder Kryoturbation in diesen Tiefenbereich ein (s. a. VÖLKELEL 2002). Wegen dieser Vermischungsprozesse nuklidarmer mit nuklidreicherem Bodenmaterial wird die Abnahme der Aktivität durch radioaktiven Zerfall in 10-30 cm Bodentiefe ausgeglichen. Nur zu einem äußerst geringen Anteil dürfte dieser Ausgleich durch eine Zufuhr von radioaktiven Nukliden über das Sickerwasser hervorgerufen worden sein (BOSSEW 2004). Der Anteil an austauschfähigen Adsorberplätzen ist in diesen lößlehmbeeinflussten, humusreichen organischen Auflagen und Oberböden relativ hoch. Dies führt zu einer guten Pufferung der immittierten Nuklide und einer geringen Freisetzung für einen eventuellen Abtransport mit dem Sickerwasser.



**Abb. 15:** Verlauf der Radioaktivitäten (Cs 137) in Abhängigkeit von den Bodentiefen auf der Fläche Miesbach



**Abb. 16:** Darstellung der vertikalen Veränderung der anthropogen ausgelösten Radioaktivität 1990 im Vergleich zu 2003 am Beispiel der Fläche in Miesbach (Cs 137, Cs 134, Sb 125, Cer 144, Ru 106)

## **4 Zusammenfassung**

Im Rahmen des Strahlenschutzvorsorgegesetzes wurde in Bayern unter der Führung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV) eine interdisziplinäre Arbeitsgruppe gegründet. In Auftrag dieser Arbeitsgruppe hat das damalige Bayerische Geologische Landesamt im Jahre 1990 den Auftrag bekommen, die Entwicklung der Radioaktivität auf 8 Waldbodenstandorten im Osten und Süden Bayerns zu beobachten. Vor allem auf das Verhalten von Radionukliden im Boden, die aus dem Tschernobyl-Fallout stammen, fokussiert dieses Radionuklid-Bodenmonitoringprogramm. Folgende Erkenntnisse sind dabei seit dem Tschernobyl-Fallout vor 20 Jahren gewonnen worden:

- Aus dem Tschernobyl-Fallout ist nur noch das Radionuklid Cs 137 im Boden relevant vorhanden, dessen Aktivitäten sich gegenüber von vor 20 Jahren um ca. ein Drittel verringert haben.
- Die Abnahme der Aktivitäten ist nicht kontinuierlich. Dies hat verschiedene Einflussfaktoren. Der größte hierbei ist die Bodenprobenahme (tiefenstufenbezogen). Dieser Faktor kann allerdings nur durch einen großen Mehraufwand (z.B. Horizontbezug) reduziert werden.
- Tiefenverlagerung von Cs 137 im Boden findet im begrenzten Maße statt. Diese ist aber eher durch bodenmechanische Vorgänge im Boden begründbar als durch Lösungsvorgänge.
- Die geogene Strahlung (Summe aus K 40, Ac 228 und Ra 226) ist deutlich höher als die anthropogen verursachte Strahlung. Jedoch befindet sich der Hauptteil der anthropogen eingetragenen Radionuklide weiterhin an der Erdoberfläche in der organischen Substanz, während die höchsten Aktivitäten geogenen Ursprungs in den Ausgangsgesteinen zu finden sind.

## Literatur

- BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1988): Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern. – 60 S., München.
- BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ (1999): Überwachung der allgemeinen Umweltradioaktivität. - Strahlenhygienischer Jahresbericht: 312 S., Augsburg.
- BOSSEW, P., DITTO, M., FALKNER, TH., HENRICH, E., KIENZL, K. & RAPPELSBERGER, U. (2001): Contamination of Austrian soil with caesium-137. - Journ. of Environm. Radioactivity, Volume 55/2: 187-194, Pinawa (Manitoba, Canada).
- BOSSEW, P., GASTBERGER, M., GOHLA, H., HOFER, P. & HUBMER, A. (2004): Vertical distribution of radionuclides of a grassland site in Chernobyl exclusion zone. - Journ. of Environm. Radioactivity, Volume 73/1: 87-99, Pinawa (Manitoba, Canada).
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1996): Strahlenschutz – Bericht über „Umweltradioaktivität und Strahlenschutz 1995“ liegt vor. – Umwelt, Nr. 11: 394 - 395, Bonn.
- HENKELMANN, G. & HAISCH, A. (1998): Bodenschutz und Strahlenschutzvorsorge in der Landwirtschaft – Tschernobyl und Ergebnisse des Jahres 1998. – Marktredwitzer Bodenschutztage, Tagungsband, 1: 89 - 93; Marktredwitz.
- KAMMERER, L., HIRSCH, L. & WIRTH, E. (1994): Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. - Journ. of Environm. Radioactivity, Volume 23/2: 135 - 150, Pinawa (Manitoba, Canada).
- POURCELOT, L., LOUVAT, D., GAUTHIER-LAFAYE, F. & STILLE, P. et al. (2003): Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. - Journ. of Environm. Radioactivity, Volume 68/3: 215 - 233, Pinawa (Manitoba, Canada).
- ROSNER, G. & WINKLER, R. (2001): Long-term variation (1986-1998) of post-Chernobyl  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  concentrations in air, depositions to ground, resuspension factors and resuspension rates in south Germany. - Science of Tot. Environm., Volume 273/1-3: 11 - 25.
- SCHILLING, B. (1994): Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Bayerischen Geologischen Landesamtes – Zielsetzung, Stand der Arbeiten und Ergebnisse aus den Erstuntersuchungen. – GLA Fachberichte, 11: 60 S., München (Bayerisches Geologisches Landesamt).
- SCHILLING, B. (1997): Flächenvariabilität von Stoffgehalten in Böden – GLA Fachberichte, 14: 1 - 24, München (Bayerisches Geologisches Landesamt).
- SCHILLING, B. (1997): Untersuchungen zum Verhalten radioaktiver Stoffe auf Monitoringflächen im Zeitraum 1990-94. – GLA Fachberichte, 14: 25 - 47, München (Bayerisches Geologisches Landesamt)

- SCHILLING, B., HAMMERL, J., HOLZNER, G., MAHLER, CH. & STIMMELMEIER, G. (2005): Monitoring der Radioaktivität im Boden – Veränderungen zwischen 1990 und 2003. – Fachberichte, 57 S., Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt).
- SCHIMMACK, W., FÖRSTER, H., BUNZL, K. & KREUTZER, K. (1992): Deposition of radiocesium to the soil by stemflow, throughfall and leaf-fall from beech trees. – *Radiat. Environ. Biophys.* **32**: 137 - 150, Berlin (Springer-Verlag).
- SCHIMMACK, W., BUNZL, K., DIETL, F. & KLOTZ, D. (1994): Infiltration of radionuclides with low mobility ( $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$ ) into a forest soil. Effect of the irrigation intensity. – *Journ. of Environm. Radioactivity*, Volume 24/1: 53 - 63, Pinawa (Manitoba, Canada).
- STRAHLENSCHUTZKOMMISSION (1986): Zwischenbericht der Strahlenschutzkommission zur Abschätzung und Bewertung der Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl (UdSSR) in der Bundesrepublik Deutschland. – Veröff. Der Strahlenschutzkommission, Band 5: 33 S., Bonn.
- VÖLKELE, J. (2002): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. – *Regensb. Beitr. f. Bodenkde., Landschaftsökolog. Quartärforsch.*, 1: 135 S. Regensburg.
- VRAY, F., DABAYLE, C. & LOUVAT, D. (2003): Long-term flux of Chernobyl-derived  $^{137}\text{Cs}$  from soil to French rivers: a study on sediment and biological indicators. – *Journ. of Environm. Radioactivity*, Volume 68/2: 93-114, Pinawa (Manitoba, Canada).





**Bayerisches Landesamt  
für Umwelt**

Bürgermeister-Ulrich-Str. 160  
86179 Augsburg

Telefon 0821/9071-0

Telefax 0821/9071-5556

E-Mail [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)

Internet [www.bayern.de/lfu](http://www.bayern.de/lfu)