## Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee: 36, 1987

### INTERNATIONALE GEWASSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE

Bericht Nr. 36

## DIE ENTWICKLUNG DER RADIOAKTIVITAT IM BODENSEE NACH DEM UNFALL TSCHERNOBYL

# INHALT

3

		Seite
	VORWORT	5
1.	KÜNSTLICHE RADIOAKTIVE ISOTOPE IM BODENSEE	7
	1 1 Wasson	7
	1.2 Sedimente	/
	1.2 Displace	9
	1.4 Fische	9
2.	DIE DEPOSITION RADIOAKTIVER ISOTOPE IM EINZUGS-	
	BEREICH DES BODENSEES ALS FOLGE DES REAKTOR-UNFALLS	10
	1 ISCHERNOUTL	10
•	2.1 Der Antransport radioaktiv kontaminierter Luttmassen	10
	2.2 Die meteorologischen Parameter der radioaktiven Deposition	12
	2.3 Die Deposition radioaktiver Isotope im Bodensee und seinem Einzugsgebiet	. 17
	2.4 Belastung der Zuflüsse	21
	2.5 Belastung der Klärschlämme	25
3.	DIE ENTWICKLUNG DER RADIOAKTIVEN BELASTUNG IM BODENSEE	31
	<pre>3.1 Freiwasserzone 3.1.1 Wasser 3.1.2 Schwebstoffe 3.1.3 Makrozooplankton 3.1.4 Fische</pre>	31 31 38 46 48
	<pre>3.2 Seeboden 3.2.1 Sedimente vom Seeboden und aus Zuflüssen 3.2.2 Seebodenorganismen</pre>	56 56 60

4.	VERHA NATÜR KENNT GEWÄS	ALTEN VON TSCHERNOBYL-RADIONUKLIDEN IN RLICH STEHENDEN GEWÄSSERN – BESTEHENDE INISSE UND ERFAHRUNGEN AUS ANDEREN SSERN	61
	4.1	Adsorptions- und Inkorporationsverhalten gegenüber suspendierten Partikeln (Plankton, Tonmineralien, CaCO <sub>3</sub> ), Sedimenten und Fischen . – Bioakkumulation und Biomagnifikation.	61
	4.2	Verhalten von Cs-137 in Böden und Erosion im Einzugsgebiet des Bodensees	62
	4.3	Sedimentation in Seen	63
5.	ZUSAM	IMENFASSUNG	64
6.	LITER	ATUR	68

#### VORWORT

Der Schwerpunkt der Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl war naturgemäß auf die Kontrolle des unmittelbaren menschlichen Umfeldes (Luft, Niederschläge, Boden) und die Überwachung von Lebensmitteln ausgerichtet. Daher wurden auch am Bodensee in erster Linie Daten aus der Sicht der Trinkwasserversorgung und der fischereilichen Nutzung erhoben. Daneben wurden jedoch von verschiedenen Institutionen in allen Anliegerländern des Bodensees – soweit es die Meßkapazitäten erlaubten – auch Messungen an weiterem Material aus dem See und seinem Einzugsgebiet durchgeführt. So kam eine Vielzahl recht heterogener Daten zusammen.

Um einen Überblick über die Gesamtsituation am See für die Zeit vor Beginn der Zirkulation zu verschaffen, haben die Sachverständigen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee am 23./24. September 1986 eine ad-hoc-Arbeitsguppe beauftragt, vor allem auf der Grundlage dieser zur Verfügung stehenden Materialien eine Situationsbeschreibung zu erstellen und zu versuchen, Aussagen zum Verhalten der eingetragenen Radioisotope im Ökosystem aus der Sicht des Gewässerschutzes zu erarbeiten. Insbesondere sollte auf folgende Punkte eingegangen werden:

- radioaktiver Eintrag in den Bodensee, April/Mai 1986
- Entwicklung der Radioaktivität (Wasser, Sediment, Schwebstoffe, Plankton, Fisch)
- Beurteilung des Verhaltens dieser Stoffe unter besonderer Berücksichtigung des Seebodens
- weitere Entwicklung

Im vorliegenden Bericht wird dies versucht, wobei sich bei der Zusammenstellung bald zeigte, daß eine zufriedenstellende Beschreibung auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht für alle Seebereiche möglich war. Mitglieder der Arbeitsgruppe:

Dr. H. Grimm, Bregenz
Dr. G. Lindner, Konstanz
Dr. H. Löffler, Langenargen
Dr. H. Müller, Langenargen (Vorsitz)
Dr. P.H. Santschi, Dübendorf
Dr. W. Sanzin, München
Dr. E. Staub, Bern
Dr. B. Wagner, Bregenz

Die verwendeten Meßwerte wurden überwiegend durch gammaspektrometrische Messungen gewonnen, die eine Aufschlüsselung der beteiligten Radioisotope gestatten.

Bei einigen Untersuchungen wurde aus technischen Gründen, jedoch auch wegen der besseren Vergleichbarkeit zu früheren Untersuchungen, die gesamte Beta-Strahlung gemessen. Diese Messungen erlauben keine Differenzierung nach beteiligten Radioisotopen und sind auch nicht direkt mit den bei der Gammaspektroskopie erhaltenen Ergebnissen vergleichbar. Sie liefern jedoch eine gute Übersicht über die zeitliche und räumliche Entwicklung der Gesamt-Beta-Aktivität in einigen Bereichen des Sees.

## KÜNSTLICHE RADIOAKTIVE ISOTOPE IM BODENSEE VOR DEM TSCHERNOBYL-EREIGNIS

Aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche der 50er und 60er Jahre sind die künstlichen radioaktiven Isotope Cs-137, Sr-90 und Pu-237 im Bodensee vorhanden. In Süddeutschland fand eine räumlich gleichmäßig verteilte Immission statt mit Höchstwerten der kumulierten Aktivitäten von 4 kBq/m<sup>2</sup> Cs-137, 2.5 kBq/m<sup>2</sup> Sr-90 und 100 Bq/m<sup>2</sup> Pu-239 im Jahre 1966 (GSF 1986). Im Vergleich dazu waren die Depositionen durch den Tschernobyl-Unfall bei Cs-137 höher, bei Sr-90 insgesamt geringer und bei Pu-237 wesentlich geringer.

Über künstliche Umweltradioaktivität im Bodensee liegen folgende Untersuchungsergebnisse vor:

1.1 Wasser

1.

Bereits 1959 wurde in Niederschlägen in Konstanz eine maximale Gesamt-Beta-Aktivität von ca. 40 Bq/l gemessen (Fast 1960). Im gleichen Jahr wurden in Oberflächenwasser aus dem Rhein bei Konstanz Gesamt-Beta-Aktivitäten von 0.08 bis 0.8 Bq/l und in Tiefenwasser aus dem Obersee 0.04 bis 0.4 Bq/l nachgewiesen; ferner wurde in der Stagnationsperiode eine mit der Tiefe abnehmende Aktivitätsverteilung im Obersee festgestellt (Fast 1960).

Von 1961 bis 1970 liegen regelmäßige Messungen der Rest-Beta-Aktivität der Niederschläge aus Langenargen vor (Abb. 1). Die höchsten Werte wurden 1963 mit bis zu 150 Bg/l erreicht. In den Jahren 1971 bis 1974 betrugen die Rest-Beta-Aktivitäten in Oberflächenwasser bei Bregenz 0.04 bis 0.07 Bq/l (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz 1975), im Jahre 1983 weniger als 0.03 Bq/l. Zwischen 1979 und 1983 war die Rest-Beta-Aktivität des Oberflächenwassers vor Langenargen kleiner als 0.2 Bq/l (BMI 1983). Im Rhein bei Lustenau wurde 1983 von österreichischer Seite maximal 0.05 Bq/l Rest-Beta-Aktivität gemessen, 1985 von der EAWAG im Rhein-Einlauf eine Gesamt-Beta-Aktivität von 0.06 Bq/l. Insgesamt ist bei allen Messungen eine rückläufige Tendenz bis zum Tschernobyl-Ereignis festzustellen.



Abb. 1: Rest-Beta-Aktivität der Niederschläge 1961-1970 in Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Dr. Unger). Die Werte wurden nach Anreicherung durch Eindampfen ermittelt, so daß evtl. vorhandene flüchtige Anteile fehlen.

- 8 -

#### Sedimente

Bei Untersuchungen von Bodensee-Sedimenten auf den Cs-137-Gehalt aus Atomwaffentests wurden maximale Konzentrationen zwischen 80 und 150 Bg/kg Trockensubstanz in den entsprechenden Sediment-Schichten gefunden (Dominik et al. 1981). Während in den Seebereichen mit hohen Sedimentationsraten in der Nähe des Rheindeltas die Cs-137-Tiefenverteilung im Sediment die jährliche Abfolge der Fallout-Diposition widerspiegelt, wurden in den Proben aus den Tiefenzonen in der Seemitte mit kleinen Sedimentationsraten die höchsten Cs-137-Konzentrationen an der Sedimentoberfläche festgestellt. Nach Aussage von P. Santschi ist dies vermutlich auf horizontale Materialverfrachtungen zurückzuführen. Die in der Seemitte entnommenen Proben enthielten mit 0.2 bis 0.9 kBq/m<sup>2</sup> nur 7 bis 17% der durch die Wasseroberfläche eingetragenen Cs-137-Aktivität, während in anderen Seebereichen mit 0.9 bis 5.8  $kBg/m^2$  die Cs-137-Flächenbelegung wesentlich höher ist.

#### Plankton

1.3

Bereits 1959 wurden in Plankton und Filterrückspülschlämmen relativ hohe Anreicherungen von Radioaktivität festgestellt (Fast 1960). Für das Jahr 1985 wurden vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft Cs-137-Konzentrationen in Filterrückspülschlämmen im Bereich von 7 bis 102 Bq/kg Trockensubstanz festgestellt.

#### 1.4 Fische

Der Cäsium-Gehalt von Felchen aus dem Jahre 1985 lag nach Messungen an der Universität Konstanz unter 5 Bg/kg.

1.2

2.1 Der Antransport radioaktiv kontaminierter Luftmassen

Die als Folge der Explosion und des Brandes im Kernkraftwerk Tschernobyl/UdSSR ab dem 26.4.1986 freigesetzte Radioaktivität stieg wegen der Hitzeentwicklung in Höhen von 1000 bis 2000 m auf und wurde durch großräumige Luftbewegungen über weite Teile Europas verteilt. Mit einer Luftströmung aus Nordosten erreichten in der Nacht vom 29. zum 30.4. radioaktive Luftmassen das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland und überquerten im Verlauf des 30.4 aus dem Allgäuer Voralpenraum und dem oberschwäbischen Raum kommend den Bodensee. Vom Radioaktivitäts-Überwachungssystem Österreichs wurde im Land Vorarlberg am 30.4. im Verlauf des Vormittags ein rascher Anstieg der Umweltradioaktivität registriert, der um 16 Uhr in Bregenz ein erstes landesweites Maximum erreichte (Abb. 2).



an verschiedenen Orten in Vorarlberg (Amt der Vorarlberger Landesregierung) Zwischen 10 und 11 Uhr wurde das Eintreffen radioaktiver Luftmassen in Waldshut festgestellt (MELUF 1987). Diese Luftmassen enthielten radioaktive Spalt-und Aktivierungsprodukte, die in der Nacht vom 26./27. April und im Tagesverlauf des 27. April aus dem brennenden Reaktorkern freigesetzt worden waren (GSF 1986, Bundesamt für Energiewirtschaft 1986). Die Aktivitätskonzentration in diesen Luftmassen war in Süddeutschland und am nördlichen Alpenrand relativ gleichmäßig verteilt; entsprechendes gilt für die Isotopenzusammensetzung (Tab. 1). Wegen lokal begrenzter, schauerartiger Regenfälle während des Durchzugs des radioaktiven Luftpakets bildete sich trotzdem ein kleinräumig strukturiertes Muster der radioaktiven Depositionen heraus. Auch der Eintrag von Radioaktivität in den Bodensee wurde weitgehend durch Niederschläge über dem See am 30.4.86 verursacht. Bis zum 3.5. waren die radioaktiven Luftmassen wieder weitgehend aus dem nördlichen Alpenraum abtransportiert worden.

Tabelle 1:

Aerosolgebundene Radioaktivitätskonzentration in der Luft in Süddeutschland und Vorarlberg im Zeitraum 30.4. bis 2.5.86 (in Bq/m<sup>3</sup>; maximale 6h- bzw. 24h-Mittelwerte)

Ort/ Isotop	München (6h-MW) <sup>2)</sup>	Bregenz (24h-MW)	Darmstadt (6h-MW) <sup>5)</sup>	Karlsruhe (24h-MW) <sup>4)</sup>
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·				• •
Mo-99	3.4	1.3	1.9	
Ru-103	7.3	4.0	4.9	6.5
Ru-106	1.9		. •	
Ag-110m	•	0.04		
Te-129m		4.1	•	5.4
J-131	15	4.9	16	<5.8 (a)
Te-132	42	17	15	26
Cs-134	5.4	1.7	1.9	3.3
Cs-136	1.8	0.5	1.6	
Cs-137	9.0	3.4	6.0	5.8
Ba-140	4.3	1.5	3.7	
Ce-141		0.04	0.09	
Pu-239/240				0.00003

11 .

Erläuterung zu Tabelle 1:

2) GSF (1986)

4) König et al. (1986)

5) Der Hessische Sozialminister (1986)

(a): Aerosol-Aktivität aus 29 Bq/m<sup>3</sup> Gesamt-Aktivität abgeschätzt. Die Isotope lagen in der Luft in unterschiedlichen Aggregatzuständen vor. J-131 war zu mehr als 80% gasförmig, deshalb errechnet sich die totale J-131-Konzentration in der Luft durch Multiplikation mit dem Faktor 5. Die Cäsium- und Ruthenium-Isotope waren überwiegend an Aerosole mit typischerweise 1 /um Durchmesser angelagert, während z.B. Cer als Feinstaub-Partikel antransportiert wurde.

2.2 Die meteorologischen Parameter der radioaktiven Deposition

Gegen Ende April hatte sich eine seltene, aber am Bodensee durchaus nicht ungewohnte Wetterkonstellation eingestellt: Zwischen einem Tiefdruckgebiet über Italien und einem Azorenhoch bildete sich am 29. April eine aus Nordosten kommende Bodenströmung im nördlichen Voralpengebiet aus, mit der die radioaktiven Luftmassen herantransportiert wurden. Gleichzeitig drang von Westen her die Kaltfront eines Island-Tiefs bis zum Bodensee vor und verursachte am 30. April gewittrige Niederschläge (Bundesamt für Energiewirtschaft 1986). Das Zusammentreffen dieser Luftströmungen ergab an diesem Tag ein eigentümliches Stimmungsbild; aus dem wolkenverhangenen, dunstigen Himmel gingen mehrmals kleinräumige Gewitterschauer nieder. So wurde über Langenargen zwischen 8 und 9 Uhr vormittags eine außergewöhnlich dunkle Wolke in niedriger Höhe beobachtet, die sich in kurzer Zeit als Gewitter abregnete. Ähnlich dunkle Wolkenbildungen und auffällige Gelbfärbungen des Himmels wurden auch in Konstanz und im schwäbischen Hinterland des Sees wahrgenommen. In Konstanz und Langenargen gingen die heftigsten Gewitter zwischen 19 und 21 Uhr nieder. Die Temperatur blieb während des gesamten Tages nahezu konstant zwischen 10 und 12 <sup>O</sup>C. Am 1.5. fanden keine weiteren Niederschläge statt. Nach der Auflösung morgendlicher Dunstfelder

herrschte Sonnenschein bei wolkenlosem Himmel. Die nächsten Niederschläge ereigneten sich über dem Bodensee erst wieder am 7.5. nach Abzug der radioaktiven Luftmassen und verursachten nur noch sehr geringe radioaktive Depositionen.

Da die radioaktiven Depositionen durch Niederschläge um einen Faktor 4 bis 5 höher waren als trockene Depositionen (GSF 1986), waren somit die Niederschläge vom 30.4. für den radioaktiven Eintrag in den Bodensee maßgebend. An allen Meßstationen am Seeufer wurden an diesem Tag Niederschläge registriert, deren Ergiebigkeit zwischen 7,5 und 16,2 mm schwankte (Mittelwert 12,6 mm, Abb. 3). Bei den in Langenargen am 30.4. vor 8 Uhr niedergegangenen Niederschlägen wurden bereits erste Spuren künstlicher Radioaktivität festgestellt



Abb. 3: Niederschläge am 30.4.1986 an verschiedenen ufernahen Meßstellen am Bodensee in mm.

(Rest-Beta-Aktivität Rß gemessen am 7.5.86: 0.1 kBq/l). Der Gewitterregen zwischen 8 und 9 Uhr war deutlich kontaminiert (Rß am 7.5.: 4.8 kBq/l); noch stärker der Niederschlag zwischen 9 und 18 Uhr (Rß am 7.5.: 8.0 kBq/l). Die Isotopenzusammensetzung von Niederschlägen aus den Bodenseeorten Konstanz (Abb. 4), Langenargen und Bregenz sowie aus einigen Vergleichsorten ist in Tabelle 2 wiedergegeben.



Abb. 4: Gamma-Spektrum von Regenwasser, gesammelt in Konstanz am 30.4.86 zwischen 19:45 und 20 Uhr und am gleichen Tag gemessen (Hohenemser et al. 1986).

Die in Konstanz unmittelbar nach dem Einsetzen des Gewitterregens gesammelte Probe wies die höchste Aktivitätskonzentration auf. Die Regenproben aus Langenargen repräsentieren hingegen Mittelwerte über längere Sammelzeiträume. Die entsprechenden Ergebnisse können somit zur Abschätzung des Gesamteintrags an radioaktiven Isotopen durch die Seeoberfläche herangezogen werden. Bei einer mittleren Niederschlagsmenge von 12.6 1/m<sup>2</sup> auf der Seeoberfläche und einer mittleren spezifischen Aktivität von 1.1 kBg Cs-137/1 erhält man auf diese Weise eine Deposition von 13.9 kBg Cs-137/m<sup>2</sup> auf der Seeoberfläche. Dieser Wert stellt vermutlich eher eine obere Abschätzung dar, da in der Regenmenge auch der Niederschlag vor 8 Uhr enthalten ist, der noch nicht so stark kontaminiert war. Es ergibt sich aber eine vernüftige Übereinstimmung mit einer auf der Insel Reichenau gemessenen Bodenaktivität von 12 kBg Cs-137/m<sup>2</sup>, wenn man eine mögliche Abschwemmung eines Teils der deponierten Radioaktivität während des Gewitterregens mit in Betracht zieht.

15 -

Tabelle 2: Nuklidkonzentrationen in Regenwasser aus den Bodensee-Orten Konstanz, Langenargen und Bregenz im Vergleich zu einigen anderen Orten Süddeutschlands und der Schweiz in der Zeit vom 30.4 bis 8.5.86. Bei den mit gekennzeichneten Isotopen Tc-99m, J-132 und La-140 handelt es sich um kurzlebige radioaktive Zerfallsprodukte der längerlebigen Isotope Mo-99, Te-132 bzw. Ba-140, die mit diesen zum Zeitpunkt der Deposition über dem Bodensee nahezu im radioaktiven Gleichgewicht standen; die jeweiligen Aktivitäten sind daher stes nahezu gleich und wurden nicht in jedem Fall separat gemessen.

ORT TRÄGER		Konstanz UNI - KN	LfU U	genargen NI-KN	UN I - KN	Düben EAWAG	dorf EAWAG	Bregenz UBA	Kempten LfU	Münche LfW	n Lf₩	Garching Krüger
PROB	E	Regen	Regen		Regen	Regen	Regen	Regen	Regen	Regen	Regen	Pfütze
DATU	Ч	30.4.86 19.45- 20.00	30.4.86 9.00- 18.00		30.4.86 19.30- 21.00	30.4 1.5.86	7.5 8.5.86	April 86	2.5.86	30.4.86	6.5.86	5.5.86
99 i	n Tc <sup>*</sup>	~				0,35	0,06			1,45	0,08	7,3
99	Мо	1,7				0,3	-					
103	Ru	4,7	•	1,3 (a)	2,3 (a)	0,61	0,12	0,10	0,49	2,03	0,37	7,4
106	Ru	1,7				0,75	-	0,02	<0,04			
129 r	n Te							0,12				
131	I	18	6,6			3,39	0,26	0,05	<b>&lt;</b> 0,01	10,4	1,35	5,6
132	Ι*					4,52	0,6	0,44		10,7	0,37	19,1
132	Te	22				3,14	0,38	0,51	<b>&lt;</b> 0,01	9,32	0,53	23,1
133	I					0,09	-					
134	Cs	1,5	(	),46(a)	0,60(a)	0,23	0,05	0,05	0,14	0,40	0,11	3,4
136	Cs	0,7				0,08	-	0,01				5,6
137	Cs	2,6	1,2 (	0,96	1,16	0,48	0,09	0,08	0,24	0,77	0,21	3,5
140	Ba	2,4				0,34	0,07	0,05				
140	La <sup>*</sup>							0,05				

Alle Angaben in kBq/1

Konstanz, durch Universität Konstanz, Lehrstuhl für Physik Dübendorf, durch EAWAG, Fachbereich Isotpengeochemie Bregenz, durch Umweltbundesamt Linz Kempten, durch Bayer. Landesamt für Umweltschutz München, durch Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft Garching b. München, durch Energie und Umweltbüro Dr. Krüger (a) Aus Messung vom 10.12.86 zurückgerechnet auf 1.5.86 Die Deposition radioaktiver Isotope im Bodensee und seinem Einzugsgebiet

2.3

Anhand der Gammaspektren von Regenwasser, Boden- und Grünbewuchs-Proben aus Konstanz (Abb. 5) kann der Gesamteintrag von Gamma-Strahlern bilanziert werden. Für die Isotope Sr-89, Sr-90 und Pu-239 wurden die entsprechenden Angaben für München übernommen (GSF 1986). Zur Abschätzung der Deposition im gesamten Einzugsbereich wurde eine Karte der kumulierten Cs-137- und CS-134-Bodenaktivität aus Kontaminations-Meßwerten der Anliegerstaaten und Niederschlagsmengen-Verteilungen erstellt (Abb. 6). Daraus geht eine deutlich höhere Deposition im baden-württembergischen Einzugsbereich als im zentralalpinen Bereich hervor; insgesamt kann eine mittlere Cs-137-Deposition von 7.6 kBq/m<sup>2</sup> abgeschätzt werden. Die Depositionen der übrigen Isotope lassen sich aus den gemessenen Isotopen-Konzentrationsverhältnissen ableiten; die Ergebnisse sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Hinsichtlich des möglichen Eintrags durch Zuflüsse müßte man eine Abschwemmrate von mindestens 10% der im gesamten Einzugsgebiet deponierten Radioaktivität voraussetzen, damit diese Komponente von gleicher Größe wäre wie der direkte Eintrag durch die Wasseroberfläche. Tatsächlich kann allerdings davon ausgegangen werden, daß ca. 1% der Flächen rasch ausgewaschen werden und das entsprechende Material in den See gelangen kann (vgl. Abschn. 4). Selbst wenn man wegen des Gewitterregens eine höhere Auswaschrate unterstellt, dürfte der Anteil der durch Zuflüsse eingetragenen Aktivität einen Wert von 20% des Gesamtinventars kaum überschreiten.

Die radioaktiven Isotope sind somit zunächst ins Epilimnion des geschichteten Sees geraten, wo sie gemäß ihrem jeweiligen chemischen Zustand in Lösung gingen (J, Te, Cs, Sr, Mo, Ba, Ru), an Schwebstoffe adsorbiert wurden oder als unlösliche Partikel ins Sediment absanken (Zr, Nb, Ce). Vieles deutet darauf hin, daß ein großer Teil der Cäsium-Radioaktivität noch immer in gelöster Form im Freiwasser vorliegt. Die höchsten Aktivitätsbeiträge lieferten anfangs die kurzlebigen Isotope Te-132 und J-131. Wegen der vergleichsweise langsam ablaufenden Stoffaustauschprozesse im Bodensee waren sie aber weder für die Trinkwassergewinnung noch für die Fischerei relevant. Die lange Lebensdauer der Cäsium-Isotope hat hingegen zur Folge, daß diese Isotope in die saisonalen biologischen und geochemischen Stoffumsetzungen im Bodensee einbezogen werden müssen. Weitere radiologisch relevante Isotope wie Sr-90 oder Pu-239 wurden in relativ geringen Mengen deponiert, die nur einen Bruchteil der während der oberiridischen Atomwaffentests eingetragenen Aktivitäten betrugen (GSF 1986). Alle weiteren Isotope sind entweder radiologisch bezüglich der Ingestion durch Trinkwasser oder Fische von untergeordneter Bedeutung (z.B. Ruthenium) oder nur in relativ geringen Mengen vorhanden.





- 18 -



# Abb. 6: Flächen-Deposition von Cs-137 und Cs-134 im Einzugsgebiet des Bodensees.

Isotop	HWZ		Nachweis in Kon- stanz	Flächende Konstanz (kBq/	position München <sup>*</sup> m <sup>2</sup> )	Gesar Bodensea (10 <sup>12</sup> Bo	·	
Sr-89	50.6	d	n.		2.2	1.1	12	,
Sr-90	27.7	a	n.		0.2	0.1	1	
Zr-95	64.0	d	S					
Nb-95	35.0	d	S					
Mo-99	2.8	d	R,B	6	9.6	3.7	40	
Ru-103	39.4	d	R,B,S	16.5	27	12.4	135	
Ru-106	367	d	R,B,S	6	6.9	4.5	49	
Ag-110m	252	d	Х					
Ag-111	7.5	d	В					
Te-129m	33.5	d	В					
J-131	8.0	d	R,B	62	92	46	501	
Te-132	3.2	d	R,B	77	120	59	643	
Cs-134	2.0	a	R,B	6	10	3.7	41	
Cs-136	12.9	d	R,B	2.4	4.3	1.4	16	
Cs-137	30.0	a	R,B	12	19	7.5	83	
Ba-140	12.8	d	R,B	8.2	12	5.1	56	
Ce-141	32.5	d	S					
Ce-144	285	d	S					
Pu-239	24000	a	n.		0.0000	15 0.016	5 0.16	

Tabelle 3: Deposition radioaktiver Isotope im Einzugsbereich des Bodensees

Erläuterungen: HWZ: Halbwertszeit; d: Tage, a: Jahre Alle Aktivitäten wurden auf den 1.5.86 bezogen. Nachweis in Konstanz: n. – kein Nachweisverfahren, R – Regenwasser, B – Boden und Grünbewuchs, S – Staubpartikel, X – Schafsleber.

Die Depositionen von Zr-95, Nb-95, Ag-110m, Te-129m, Ce-141 und Ce-144 konnten nicht quantifiziert werden. Es wurden nur Isotope mit Halbwertszeiten von mehr als einem Tag berücksichtigt.

\*) aus GSF (1986)

#### 2.4 Belastung der Zuflüsse

Aus den ersten Tagen nach dem Ereignis stehen keine gammaspektrometrischen Messungen zur Verfügung. Die Messung der Gesamt-Beta-Aktivität an den baden-württembergischen Zuflüssen Schussen, Argen und Rotach kurz vor ihrer Mündung in den See zeigt – entsprechend dem hochaktiven Niederschlag – im Lauf des 30.4.86 einen starken Aktivitätsanstieg des Rohwassrs (Abb. 7). Das Wasser der Schussen, das zu einem erheblichen Teil aus dem hochbelasteten oberschwäbischen Einzugsgebiet stammt (Abb. 6), erreichte noch am 30.4. sein Aktivitätsmaximum. Die Argen erreichte insgesamt nur ca. ein Drittel der Schussenaktivität. Das Maximum trat einen Tag später ein. Die hohen Anfangswerte waren in allen drei Zuflüssen bereits nach einer Woche im wesentlichen abgeklungen.

Bei der Beurteilung des Zeitverlaufs der Gesamt-Beta-Aktivität ist zu berücksichtigen, daß in den ersten drei Tagen nach der Deposition das kurzlebige Te-132 und sein Tochterprodukt J-132 mit ca. 50% zur Beta-Gesamtaktivität beitrugen. Die effektive Halbwertszeit des Nuklidgemisches betrug dementsprechend in der ersten Woche ca. 5 Tage. Eine entprechende Korrektur auf den radioaktiven Zerfall würde die zeitliche Verschiebung des Aktivitätsmaximums in der Argen gegenüber dem der Schussen noch deutlicher hervortreten lassen und die Abfallflanken wären dementsprechend etwas weniger steil. Trotzdem kann die Aussage aufrechterhalten werden, daß nach einer Woche in den baden-württembergischen Zuflüssen kaum noch Aktivität transportiert wurde.

Etwas davon abweichend war der Aktivitätsverlauf im Rhein bei Philippsburg und im Neckar bei Neckarwestheim, wo die Maxima des seinerzeit für die Gesamtaktivität maßgeblichen J-131 erst am 4.5. bzw. 6./7.5. erreicht wurden.

21

Messungen an anderen Zuflüssen in der Folgezeit (Gammaspektroskopie) erbrachten insgesamt sehr niedere Werte.

In den Fließgewässern in Bayern lagen die höchsten Werte der Radioaktivitätsbelastung – bezogen sowohl auf das kurzlebige J-131 wie auf das langlebige Cs-137 in der Regel bei ca. 1/100 der Niederschlagshöchstwerte, in wenigen Einzelfällen (z.B. Donau bei Schäfstall) an den Tagen mit den am stärksten kontaminierten Niederschlägen bei ca. 1/30 der Niederschlagshöchstwerte. Nach Erreichen der maximalen Werte (je nach Niederschlagstätigkeit im Einzugsgebiet zwischen etwa 1.5. und 8.5.) nahm die Belastung im allgemeinen ebenfalls rasch wieder ab (Abb. 8). Insgesamt war die Belastung in den nordbayerischen Flüssen deutlich geringer als in den südbayerischen Flüssen. Auch der Rhein bei Basel und zwei andere Gewässer der Nordund Ostschweiz zeigten eine vergleichsweise geringe Belastung mit Cs-137 (Abb. 9).



Abb. 7: A. Gesamt-Beta-Aktivität des Rohwassers der badenwürttembergischen Bodenseezuflüsse Schussen, Argen und Rotach ab 29.4.86. Gegenübergestellt sind Höhe und Aktivität der Niederschläge in Langenargen.

B. Gesamt-Beta-Aktivität des Rohwassers vom Ufer des Bodensees in Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).



Abb. 8:

: Radioaktivität in bayerischen Fließgewässern (Donau, Lech, Main) ab 01.05.86 (Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1986).

23 -

Tabelle 4:	Aktivitätskonzentrationen im Alpenrhein														
Meßstelle	Datum	J-131	Cs-137	Cs-134	Ru-103	Quelle									
Alpenrhein, Mündung	02.06.86	0,026 +-0,01	0,2 +-0,1		0,23 +-0,06	(1)									
Alpenrhein, 2 m Tiefe	21.07.86		0,4	0,2		(2)									
Vorderrhein	Ende Juli		0,7	0,35	0,35	(2)									
(1)	<b></b>														

(1) Institut für Umweltphysik der Universität Heidelberg(2) Universität Konstanz



Abb. 9: Cs-137-Aktivitätskonzentrationen in den Gewässern der Nord- und Ostschweiz (Bundesamt für Energiewirtschaft Bern 1986).

L

25

#### Belastung der Klärschlämme

In Klärschlämmen wird eine Vielzahl von Stoffen deponiert, die zum Teil aus dem Oberflächenwasser des Einzugsgebietes der Abwasserreinigungsanlagen stammen. Der Vergleich der Klärschlammbelastung zeigt trotz der eingeschränkten Vergleichbarkeit der Klärschlammwerte untereinander eine klare trendmäßige Übereinstimmung (Abb. 10). Die höchsten Klärschlammbelastungen waren in Oberschwaben festzustellen, wo auch die höchsten Bodenbelastungen vorlagen. Im alpinen Einzugsgebiet zeigen die Daten, soweit vorhanden, eher niedrige Belastungen an, ebenfalls ähnlich wie die Bodenbelastungswerte.

Die Belastung der Klärschlämme von Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet war anfangs von den relativ kurzlebigen Isotopen Ru-103 und J-131 geprägt (Tab. 5) und nahm dementsprechend mit fortschreitender Jahreszeit rasch ab. Ru-103 hatte in der Mehrzahl der Fälle einen bemerkenswert hohen Anteil an der anfänglichen Gesamtaktivität, wenn man das Isotopenverhältnis im Regen (Tab. 2) als Vergleichsbasis heranzieht. Inwieweit eine spezifische Affinität von Ruthenium zu organischen Schlämmen dafür verantwortlich zu machen ist, kann nicht mit Sicherheit beurteilt werden.

Abbildung 11 zeigt die Isotopenverteilung im Klärschlamm der Kläranlage Immenstaad vom 13.5.86.

#### 2.5



Abb. 10: Maximalwerte der Klärschlammbelastung mit 134- und 137-Cäsium; angegeben ist die Summe von 134-und 137-Cäsium in kBq/kg Trockenmasse.



Abb. 11: Gammaspektrum von flüssigem Rohklärschlamm aus der Kläranlage Immenstaad vom 13.5.86. Der Wassergehalt des Schlammes betrug ca. 95%.

27

Tabelle 5: Höhe und zeitliche Verteilung der Radioaktivität von Klärschlämmen aus Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees (Angaben in Bq/kg Trockensubst.)

Ort	Entnahme am	Ru	-103	J	-131	Cs	-134	C s	-137	Su	ព៣៩
Baden-Württemberg											
Aach-Linz-Pfullendorf	20.05.86	6	600	7	900	3	200	6	100	23	800
	31.07.86	3	850		-	7	190	14	200	25	240
	27.11.86		-		-	4	740	9	570	14	310
Altshausen	20.05.86	13	000	4	800	4	600	7	600	30	800
	30.07.86	19	000		-	25	500	52	300	96	800
	27.11.86		355		-	4	190	9	130	13	675
Bad Schussenried	20.05.86	64	800	29	900	20	000	39	300	154	000
	28.07.86	5	340		-	6	210	12	200	23	750
	25.11.86		-		-	1	360	3	220	4	580
Bad Waldsee	20.05.86	73	900	8	500	28	800	56	600	167	800
	30.07.86	4	100		-	8	180	16	900	29	180
	27.11.86		-		-	1	500	3	310	4	810
Eriskirch	20.05.86	16	500	2	000	3	400	6	500	28	400
	30.07.86	4	630		-	4	520	8	900	18	050
	27.11.86		-		-		265		505		770
Friedrichshafen	20.05.86	4	900	1	300	1	000	2	100	9	300
	30.07.86	2	450		-	3	030	5	690	11	170
(Rohschlamm)	18.08.86		292		-		692	1	554	2	538
(Faulschlamm)	18.08.86	۱	277		-	1	983	4	055	7	315
	27.11.86		-		-		840	1	940	2	780
Moos	20.05.86	37	800	40	000	9	600	16	700	104	100
	31.07.86	2	610		-	3	010	6	180	11	800
	27.11.86		-				930	1	950	2	880
Radolfzell	20.05.86	15	500	21	100	4	600	8	000	49	200
	31.07.86	1	780		-	1	620	2	890	6	290
	28.11.86		-		-		325		765	1	090
Ravensburg	20.05.86	23	400	6	300	6	500	12	300	48	500
-	30.07.86	1	990		-	2	740	5	070	ģ	800
	27.11.86		-		-		495	1	220	1	715
Stockach	20.05.86	31	800	23	500	8	300	21	200	84	800
	30.07.86	1	890		-	3	400	6	950	12	240
	28.11.86		-		-	1	090	2	040	3	130
Uhldingen	20.05.86	67	900	8	500	22	600	40	900	139	900
	30.07.86	5	620		-	8	260	15	700	29	580
	27.11.86		-		-		825	2	090	2	915
Wangen	20.05.86	52	500	50	700	15	600	26	600	145	400
-	30.07.86	2	440		-	2	700	5	730	10	870
	27.11.86		-		-		520	1	320	1	840
Wilhelmsdorf	20.05.86	117	800	41	900	36	400	66	700	262	800
· · · = · · · · = <b>= = · ·</b> ·	30.07.86	2	850		-	5	170	11	500	19	520
	27.11.86	-	-		-	3	870	8	760	12	630
						-		-			-

#### Tabelle 5: Fortsetzung

- 29

			•			
Ört	Entnahme am	Ru-103	J-131	Cs-134	Cs-137	Summe
Bavern						
Buchlon	28 05 86	87 700	77 500	38 700	70 100	274 000
Buchilde	16 06 86	66 200	15 100	38 400	75 600	195 300
	10.00.80	00 200	15 100	50 400	75 000	199 900
Heimenkirch	16.06.86	10 600	2 150	5 290	9 850	27 890
Ob. Leiblach	27.05.86	12 500	9 700	4 850.	8 270 <sup>,</sup>	35 320
Lindau	27.05.86	18 600	4 760	4 750	8 360	36 470
	16.06.86	10 100	1.200	4 640	/ 9/0	23 910
Obere Iller	16.06.86	31 900	6 450	16 500	32 500	87 350
Österreich		•		Gesamt-Cäsium (	Cs 137 + 134)	
Region Bludenz	24 06 86			4	218	
Region bradenz	21 07 96			,	000	
	20.11.96			•	556	
,	20.11.00					
Bregenz	15.07.86			4	440	
	08.08.86	. · · ·		۱	998	
· · ·	08.10.86			2	146 .	
	28.11.86		•		-	
Dornbirn	24.06.86			26	048	
	16.07.86	·	· • •	13	246	
	08.10.86			5	624	
	28.11.86			1	110 ·	
_						
Egg	08.08.86		•	i	480	
	14.10.86				666	
Region Feldkirch	16 07 86				518	
hegron reraktion	19 08 86			4	440	
	28 11 86				740	
	20.11.00				740	
Hofsteig-Hard	15.07.86			16	428	
	08.08.86		•	2	220	
the second s	08.10.86			3	478	
	28.11.86				-	
·						
Hohenems	16.07.86			11	470	
	19.08.86			. 7	326	
	08.10.86		•		-	
•	28.11.86			1	036	
Lathlachtal UKubuan				11	602	
Leiblachtal-Horbranz	10.07.80			· · · ·	100	
	08.08.86				180 .	
	08.10.86			4	810	
	28.11.86			1	//6	
Montafon Vandans	17.07.86				-	
noncuron funduna	28 11 86				370	
	20.11.00	•		:	••••	
Schwarzenberg	14.10.86			3	552	
Stuben	24.09.86				444	
, ,, , , ,	·	2				
Vorderland Klaus	24.06.86			13	098	
	16.07.86			6	4/6	
	19.08.86			3	256	
	28.11.86				222	
Walgau Satteins	28.11.86				814	
					- • •	

Walgau Satteins

Tabelle 5: Fortsetzur	חם	-	30 -			
Ort	Entnahme am	<b>Ru-</b> 103	J-131	Cs-134	Cs-137	Summo
			••••		00 10,	Summe
Schweiz Aachtal/Hefenhofen - TG	10 00 04	240		520	•	
Aduntari iner ennoren - 16	29.09.86	240	-	520	1 030	1 790
	15.12.86	30	-	920	2 040	2 990
				520	2 040	2 550
Altenrhein - SG	11.06.86*)	20 600	2 600	7 800	14 200	45 200
	07.07.86	3 700	340	2 760	5 180	11 980
	24.11.80	70	-	260	960	1 290
Altstätten - SG	22.09.86	290	-	890	2 400	3 580
	24.11.86	110	-	1 150	1 780	3 040
Baumannshaus - TG	15.12.86	60	-	210	1 330	1 600
Brändli - AR	17.11.86	130	-	270	590	990
Bruggmühle - AR	17,11,86	90	-	220	520	830
Buchs - SG	11 06 86*)	3 000	200	500	1 200	E 000
	07.07.86	5 690	< 180	2 590	4 720	<13 180
Buechschwendi - AR	17.11.86	140	-	590	1 330	2 060
Chur - GR	03.07.86	390	100	140	240	870
Eggersriet/Dorf - SG	24.11.86	60	-	240	780	1 080
Gams - SG	06.10.86	590	_	2 180	4 740	7 510
Grabs - SG	06.10.86	140	_	360	850	1 350
Grueb/Eggersriet - SG	24.11.86	40	_	100	360	500
Kesswil - TG	29.09.86	340	-	2 070	3 880	6 290
	15.12.86	50	-	1 000	2 180	3 230
Morgental-Steinach - SG	14.07.86	7 620	< 260	5 660	10 800	< 24 340
	18.08.86	160	-	240	490	890
	24.11.86	20	-	440	1 440	1 900
Mühleli - AR	17.11.86	90	-	100	150	340
Münsterlingen - TG	14.05.86*)	16 200	11 200	5 400	10 400	43 200
	24.05.86*)	10 400	3 200	2 800	5 400	21 800
	24.06.86	3 590	110	1 850	3 630	9 180
	21.07.86	290	< 10	300	580	< 1 180
	18.08.86	920	< 210	2 980	6 240	< 10 350
	15.09.80	120	-	1 300	2 700	4 120
	10 11 86	110	-	560	1 440	2 110
	10.12.86	110	-	590	1 810	2 510
	05.01.87	-	-	370	1 480	1 850
	02.02.87	-	•.	560	1 740	2 300
Oberriet - SG	07.07.86	7 810	< 210	4 500	8 730	< 21 250
	18.08.86	260	-	290	570	1 120
Romanshorn - TG	29,09.86	1 520	-	7 840	17 830	27 190
	15.12.86	130	-	890	1 960	2 980
Rosenbergsau - SG	20.11.86	-	-	440	1 520	1 960
Sargans - SG	11.06.86*)	8 800	.400	2 600	5 000	16 800
	07.07.86	3 250	< 10	1 500	3 030	< 7 790
St. Gallen-Hofen - SG	11.06.86*)	22 000	2 800	6 800	12 800	44 400
	06.10.86	180	-	810	960	1 950
	24.11.86	40	-	230	700	970
Steckborn - TG	15.12.86	300	-	2 070	5 770	8 140
Tägerwilen – TG	15.12.86	60	-	370	1 040	1 470
Tobel - AR	17.11.86	90	-	90	230	410
Untersee - TG	15.12.86	60	-	560	1 260	1000 1880
Wald Nord - AR	17.11.86	90	-	200	טנג ן טעכ	1 950
wald Sud - AR	17.11.80	140	-	400	, 550	

\*) Werte lagen vor in nCi/l Klärschlamm (aber ohne Angabe der Trockenmasse) umgerechnet auf der Basis eines Klärschlammes mit 5 % Trockenmasse.

#### 3. DIE ENTWICKLUNG DER RADIOAKTIVEN BELASTUNG IM BODENSEE

3.1 Freiwasser

3.1.1 Wasser

Im Wasser des Sees (Oberfläche und Uferbereich) konnten bis auf wenige Ausnahmen nur im Mai 1986 Aktivitäten über der Nachweisgrenze gemessen werden, wobei J-131 – wie auch im Niederschlag und den Zuflüssen – eine dominierende Rolle spielte.

Gut dokumentiert ist die Aktivitätsentwicklung vor dem Seepumpwerk Nonnenhorn (Abb. 12, Tab. 6a, b): Im Oberflächenwasser wurde am 2.5.86 der Maximalwert von 17 Bq/l J-131 festgestellt. Die Werte nahmen dann bis zum 15.5. bis zur Nachweisgrenze ab. Anfänglich lagen sie jedoch um ein Mehrfaches höher als die im Überlinger See festgestellten Oberflächenwerte (Tab. 7). Beim Vergleich ist zu berücksichtigen, daß der östliche Obersee ganz andere Strömungsverhältnisse aufweist als der Überlinger See und sehr viel stärker zuflußgeprägt ist.

In der Folgezeit ist die am 23.6.86 an der Seeoberfläche vor Nonnenhorn einmalig erreichte hohe Rutheniumaktivität (Ru-103: 41,3 Bq/1; Ru-106: 17,8 Bq/1) bemerkenswert. Dieser Befund wird durch die Messungen der Schwebstoffaktivität untermauert (vgl. 3.1.2).

Am Seeufer vor Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) wurde die Beta-Gesamtaktivität des Wassers gemessen (Abb. 7 B). Nach anfänglich hohen Werten nahm die Aktivität ebenfalls relativ rasch ab. Die Meßstelle liegt im Einflußbereich der anfänglich hoch belasteten Schussen. Auch dürfte der hohe Schwebstoffgehalt des Uferwassers zur Gesamtaktivität wesentlich beigetragen haben. 32

Seepumpwerk BODENSEE. Nonnenhorn. Oberfläche



Tabelle 6a:

Aktivität des Oberflächenwassers des Bodensee-Obersees vor Nonnenhorn vom 2.5. bis 28.5.86

Befur Radioakti	n d e vitaet							Messstelle: Bodensee Nonnenhor Entnahæestelle: Oberflaæche Gewaesserart: Oberflaæchenwasser								nnenhorn Nwasser									Bayer. Lfb Einheit: Bq/1					
Datum	Zeit	===:	Cs-	134		222	Cs-	137	1922.53	1 <b>2</b> 301	I-13	===		·	132	2.22	222	Ru	-103	t= 15 2:	1222	Ru-106		222:	Te-	132		 S		
02.05.86 04.05.86 06.05.86 07.05.86	14:15 19:40 18:35 11:45		2	+-	0.5		2	+-	0.5	17 16 11 7	+- +- +-	- : -	1 1 1 1	11 6	++	1 1		4	-+- +-	0.5 1					15 7	+' +-	1 1	 א א א		
08.05.86 09.05.86 11.05.86 12.05.86	10:40 07:00 07:15 07:55	۲	1.5			۲	1.5			< 3 7 6 4	+- +-	- :					<	2 1.	+- 2	1				۲	2.1			N N N		
13.05.86 14.05.86 15.05.86	07:30 0E:00 08:00		0.5	+-	0.1		0.5 0.8	† †	0.1	74	.0 + + 0.	- ( - (	).1 ).1					1. 1.	7 +- 3 +-	0.1								N N N		
17.05.86 18.05.86 18.05.86	08:50 18:45 09:00									<pre>     2     3     4     3     4     3 </pre>	۰	- 1						1	+-	0.5								N N N N		
20.05.86 21.05.86 22.05.86	07:00 08:00 08:30									<pre>&lt; 3 &lt; 3 &lt; 3 &lt; 3 </pre>												·			•			N N N		
24.05.86 25.05.86 26.05.86	18:20 08:35 09:00									<pre>&lt; 3 &lt; 3 &lt; 3 </pre>									•									я N N N		
02.06.86	08:00 08:00	۲ ۲	0.6			۲ ۲	0.5			(0) (1)	.7	-	<	1.3		•	۲ ۲	0.1	5		<	4.3	•	۲ ۲	1.1			N N N		
23.06.86	08:30 10:30	、 く く ノ	0.4			、 く く	0.4				.7 .4						` {	41.	3 ↔ 3 ₹	0.7		17.8 +-	1.6	۰ ۲	0.7 0.7			N		
14.07.86 21.07.86	12:30	くくく	0.4			۰ ۲	0.3		•		.8 .9	•					< < < <	0.	5 4 4					۲ ۲	1.5			ת א א		
28.07.85 04.08.85 11.08.85	10:25	< < < <	0.4			< < < <	0.4		•		.5 .7 .3						< < < <	0.	4 2						•.			N N N		
18.08.85 25.08.86	- -	۲ ۲	0.4 .0.4			۲ ۲	0.4 0.4		4	CO. CO.	.5 .6						۲ ۲	0. 0.	4 4	,								N N		

Tabelle 6b:	
-------------	--

.

Aktivität des Wassers des Bodensee-Obersees vor Nonnenhorn aus 60 m Tiefe vom 2.5. bis 25.8.86

C=====================================	 Befunde					Messstelle:				Bodensee Noonenborn										==:	****	ess: Revi		tא ב==	
Dedited bi						. 8	ntn	ahze	stel	le:	Entnahsetiefe 60 s														
Radigatti	VILBEL 	====			231	, 122231	12M2 1233		41 L 5225	, ===						1, 1,1,2,1,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2,2						(/ 1 (22)			
Datua	Zeit		Cs-1	134		Cs-1	37		-1		-131		1-132			Ru-103			Ru-106			Te-	132		S
02.05.86	15:15					1.0	+-	0.5	<	3		1.	.0	+- 0.5		1.0	+- (	D.5			1	1.0	+-	0.5	 ม
04.05.96	10:05								<	2											1	1.0	+-	0.5	N
06.05.86	17:00								<	3															N
07.05.86	11:15								<	2															N
08.05.86	07:00								<	3															N
07.05.86	08:00								<	3															N
10.05.86	08:00								<	3															N
11.05.86	07:10								<	3															N
12.05.86	07:00								<	3															N
13.05.86	17:00								<	2															N
14.05.96	07:00								<	2															N
15.05.86	07:00								<	3															N
16.05.86	07:00								<	3															N
17.05.86	10:00								<	2															N
18.05.86	08:00								<	3															N
17.05.86	07:00								<	3															N
20.05.86	07:00								<	3															N
21.05.96	0B:00	<	0.1			0.5	+-	0.1	<	0.5	5					0.5	<b>+-</b> (	0.1			<	0.1			N
22.05.86	0B:00	<	0.2		<	0.2			<	0.5	5				<	0.2					<	0.2			N
23.05.86	08:15	<	0.3		۲	0.3			<	0.:	5				<	0.3					<	0.5			N
24.05.95	07:10	<	0.2		<	0.2			<	0.5	5				<	0.1					<	0.2			N
25.05.86	07:10	<	0.6		<	0.7			<	1					<	0.6					<	0.9			N
26.05.86	07:15	<	0.4		<	0.4			<	0.5	5				<	0.3					<	0.4			Я
02.05.96	0B:00	<	0.2		<	0.2			<	0.2	2				<	0.1					<	0.3			N
09.06.86	07:00	<	0.2		<	0.2			<	0.2	2				<	0.2					<	0.3			N
16.06.96	08:00	<	0.1		<	0.1			<	0.3					<	0.1					<	0.2			N
23.06.86	07:00	<	0.2		۲	0.2			<	0.1	2				<	0.2					۲	0.2			N
30.06.94	10:30	<	0.2		<	0.2			<	0.2	2				(	0.2					ζ.	0.3			N
07.07.86	-	<	0.3		<	0.3			<	0.3	5				<	0.3					<b>(</b>	0.4			N
14.07.86	-	<	0.2		<	0.2			<	0.	5				<	0.2					<	0.8			N
21.07.86	07:00		0.41	+- 0.06		0.67	+	0.04	) (	0.2	2				<	0.2									N
28.07.86	08:00	<	0.2		<	0.2		• • •	<u>(</u>	0.	5				(	0.2									X
04.08.86	-		0.18	+- 0.01		0.25	+-	0.03	S (	0.1					<	0.1									N
11.08.86	-	<	0.2		<	0.2			<	0.2	2					0.2	8 +- 1	0.05							N
18.08.86	-	<.	0.2			0.32	+-	0_04	• <b>(</b>	0.2	2				< (	0.2									N
25.08.96	-	<	0.2		< 	0.2			<	0.2	<u> </u>				、 	0.2									N 

ι.

Tabelle 7: Aktivität des Oberflächenwassers im Überlinger See (Meßstation Sipplingen) Anfang Mai 1986

Datum	J-131	(Bq/1)
03.05.86	0,28	
06.05.86	0,19	(Nachweisgrenze)
08.05.86	2,30	

Auch im Uferwasser bei Bregenz wurden Mitte Mai erheblich höhere Aktivitäten als im Freiwasser gefunden:

17.5.86		J-131 33	gesamt: 78	Bq/1
23.5.86	Bodenseewasser	41	66	Bq/1
	am Ufer:	. 70	115	Bq/1

Die Uferzone des Bodensees kann daher zumindest regional als erheblich höher belastet angesehen werden als der Freiwasserbereich.

Im Vergleich zum Bodensee wurden in Bad Waldsee (Oberschwaben) folgende Werte ermittelt:

> Badesee 9.5.86 79 Bq/1 J-131 Freibad 9.5.86 15 Bg/1 J-131

Höhe und zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser südbayerischer Seen lagen im Bereich der am Bodense ermittelten Werte (Abb. 13, Laschka et al. 1986).

Die genaue Tiefenverteilung der Aktivitätskonzentration im Rohwasser des Bodensees ist bislang nicht bekannt, da die zahlreichen, zur Überwachung der Trinkwasserversorgung aus dem See durchgeführten Messungen zu hohe Nachweisgrenzen aufwiesen. Man kann jedoch annehmen, daß die Tiefenverteilung in der Anfangszeit wegen ähnlicher Schichtungsverhältnisse auch ähnlich wie in anderen größeren Seen verlief. Der Aktivitätsverlauf für den Zürichsee und den Luganer See ist in Abb. 14 dargestellt (Santschi et al. 1986).



Abb. 13: Verlauf der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser südbayerischer Seen nach Laschka et al. (1986)


Abb. 14: Tiefenprofil von Cs-137 im Zürichsee am 11.6.86 und im Luganersee am 9.9.86 (nach Santschi et al. 1986 c).

# 3.1.2 Schwebstoffe

Vieles spricht dafür, daß ein Teil der Radionuklide über unlösliche Partikel in den See gelangte (vgl. 2.3). Zudem werden gelöste Nuklide durch eingeschwemmte oder auch im See neu entstandene Partikel (z.B. biogen gefällter Kalk, Plankton) aufgenommen und entweder in die Sedimente verfrachtet oder über die Nahrungskette weitergegeben (Santschi et al., 1986). Die Verfolgung der Aktivität der Schwebstoffe (d.h. der Gesamtheit aller im Wasser schwebenden festen Bestandteile) erschien daher besonders wichtig.

Eine Übersicht über die vertikale und zeitliche Verteilung der Schwebstoffaktivität an der Meßstelle Langenargen – Arbon und die daraus resultierenden schwebstoffgebundene Aktivität des Rohwassers (gemessen als Gesamt-Beta-Aktivität) vermitteln Abbildungen 15 und 16. Die Ergebnisse stammen aus insgesamt 13 Vertikalserien mit je 15 Tiefenstufen zwischen 9.5 und 26.10.86.

Ein Vergleich zwischen der Schwebstoffaktivität am 9.5.86 mit derjenigen im Mai des Vorjahres bei einer vergleichbaren limnologischen Situation (Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons) zeigt die starke Erhöhung über den seinerzeit "normalen" Hintergrundswert (Abb. 17).

Zu Beginn waren beträchtliche Aktivitäten mit einem Maximum in 10 bis 20 m Tiefe festzustellen. Dieser Aktivitätsschwerpunkt lag unter der thermischen Sprungschicht und deutlich unter dem Biomassemaximum der gleichzeitig ablaufenden Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons. Da sich die Flußwasserkörper im See während der Stagnationsperiode unterhalb, überwiegend in der Nähe der Dichtesprungschicht bewegen (Wagner u. Wagner 1978), liegt der Schluß nahe, daß es sich zu einem erheblichen Teil um kontaminierte Flußschwebstoffe handelte.



Abb. 15: Bodensee-Obersee, Langenargen-Arbon: Radioaktivität der Schwebstoffe (Gesamt-Beta-Aktivität, Bq/g Trockensubstanz); Sp.: Sprungschicht (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).

. 39 -

- 40 -



Abb. 16: Bodensee-Obersee, Langenargen-Arbon: schwebstoffgebundene Radioaktivität des Rohwassers (Gesamt-Beta-Aktivität, Bq/l); Sp.: Sprungschicht (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).



Abb. 17: Vertikalverteilung der Schwebstoffe, berechnet als Trockengewicht, und ihrer Gesamt-B-Aktivität (Messung mit Flüssigkeits-Scintillationszähler 0-2 MeV) am 21.5.85 und 9.5.86 im Bodensee-Obersee, Seemitte Langenargen-Arbon

41

Später war dann, bei einer gleichzeitigen Abnahme der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, eine Verlagerung in größere Tiefen zu beobachten. Bei den über Grund gefundenen teilweise erhöhten Konzentrationen spielen außer dem Absinken der kontaminierten Schwebstoffe möglicherweise ebenfalls Zuflüsse eine Rolle, die bei Hochwasser auch in der Stagnationsperiode über Grund einschichten (Wagner u. Wagner 1978).

Ein besonderes Ereignis hat um den 25.6.86 stattgefunden. Sehr kurzfristig traten in der oberflächennahen Schicht nochmals stark belastete Schwebstoffe auf. Der Befund wird bestätigt durch die am 23.6. vor Nonnenhorn gemessene hohe Rutheniumaktivität (vgl. 3.1.1). Der Wasserstand des Sees hatte am 6./7.6.86 mit 4,70 m (Pegel Konstanz) sein Maximum erreicht (Abb. 18). An den Tagen vor dem 24.6. gingen im nördlichen Hinterland des Sees mit Gewittern verbundene Starkregen nieder, zuletzt am Abend des 23.6. mit 30 mm Niederschlag (Langenargen). Demnach könnte es sich um Material aus Zuflüssen oder auch aus der bei Sturm aufgewühlten Uferzone des Sees gehandelt haben.

Die hohe Belastung der Schwebstoffe wirkte sich auch auf die Aktivität der Filterschlämme der Trinkwasserwerke am Bodensee aus. Beispielsweise betrug die Gesamtaktivität (Gammastrahlung) des zwischen 9. und 28. Mai 1986 angefallenen Filterschlammes der Bodenseewasserversorgung rechnerisch 103500 Bq/kg Trockenmasse (Tab. 8)und lag damit in der Größenordnung der auch im See gefundenen Schwebstoffaktivität. Die weitere Entwicklung der Filterschlammaktivität ist in Abbildung 19 dargestellt. Der nach starkem Abfall über den Sommer zwischen September und Oktober verzeichnete leichte Anstieg entspricht trendmäßig der in Abbildung 15 dargestellten Schwebstoffbelastung.

Die Isotopenzusammensetzung des Filterschlammes der Bodensee-Wasserversorgung vom 3. bis 28. Mai (Tab. 8) weist einen auffallend hohen Anteil von Ruthenium-Isotopen (ähnlich den Klärschlämmen) sowie von Zr-95, Nb-95, Ce-141, Te-129m und Ag-110m auf. Ruthenium-, Zirkon-, Niob- und Cer-Isotope waren die dominierenden Bestandteile des radioaktiven Staubs, der aus dem zerstörten Reaktor emittiert wurde; diese Isotope wurden im Bodenseegebiet sonst nur in Luftfiltern nachgewiesen (siehe Tab. 3). Es wird vermutet, daß diese unlöslichen Staubpartikel schnell sedimentiert sind und frühzeitig in den Filtern eingefangen wurden. In später gesammelten Filterschlämmen dominieren die Caesium-Isotope und es wurden keine Zirkon-, Niobund Cer-Isotope mehr nachgewiesen.

Aktivitätswerte der Filterschlämme vom Wasserwerk Nonnenhorn enthält Tabelle 9. Sie verdeutlicht ebenfalls die starke Zunahme über die vor allem von K-40 verursachte natürliche Hintergrundbelastung hinaus. Die Gesamtaktivitäten lagen jedoch niederer als die der Filterschlämme der Bodenseewasserversorgung.





	- 44 -
Tabelle 8:	Aktivität des zwischen dem 3. und 28. Mai 1986 beim Zweckverband der Bodenseewasserversorgung in Sipplingen angefallenen Filterschlammes Halbwertszeit: d = Tage.
	Aktivität

Element		Aktiv in Bq Trockens	ität /g ubstanz	Strahlung	Halbwe	rtszeit
Zirkonium	Zr-95	1,30 +	- 0,20	<b>r</b> /B	64	d
Niob	Nb-95	1,85 +	- 0,21	<b>*</b> /ß	35	d
Ruthenium	Ru-103	59 +	- 5	<b>7</b> /B	39	d
Ruthenium	Ru-106	18,6 +	- 2,1	ß	368	d
Silber	Ag-110m	0,32 +	- 0,11	<b>Y</b> /B	253	d
Tellur	Te-129m	5,8 +	- 2,3		34	d
Jod	J-131	0,34 +	- 0,13	<b>Y</b> /B	8	d
Caesium	Cs-134	3,9 +	- 0,4	<b>⊁</b> /β	2	Jahre
	Cs-136	0,21 +	- 0,05	<b>*/</b> ß	13	d
	Cs-137	7,7 +	- 0,8	γ/β	30	Jahre
Barium	Ba-140	1,09 +-	- 0.39	<b>v</b> 7/B	13	d
Lanthan	La-140	1,11 +-	- 0,17	<b>*</b> /ß	40	Stunden
Cer	Ce-141	1,17 +-	- 0,20	<b>⋎</b> /β	33	d
	Ce-144	1,15 +-	- 0,65	<b>⋎</b> /β	284	d



Abb. 19: Gesamtaktivität (**Y**-Strahlung) in Filterschlammproben des Zweckverbandes Bodenseewasserversorgung in Sipplingen; Angaben in Bq/g Trockensubstanz.

Tabelle 9: Aktivität der Filterrückspülschlämme des Wasserwerkes in Nonnenhorn vor und nach dem Unfall in Tschernobyl. Alle Angaben in Bq/kg Trockensubstanz. Bei " "wurden die genauen Werte nicht ermittelt (insbesondere gilt dies für J-131).

Datum	Be-7	K-40	Ru-103	Ru-106	J-131	Cs-134	Cs-137
10.10.85	25	650	<	<	<	<	102
17.12.85	22	813	< Э.Г	~	<	<	/
26.03.86 05.07.bis	143	800	3,5	33	<	<	13
01.09.86	147	793	413	463	<	1600	3450
18.09.86	283	658	214	220	<	1100	2570

#### 3.1.3 Makrozooplankton

Das Makrozooplankton bildet die Nahrungsgrundlage für alle planktivoren Fische wie z.B. die Felchen. Es nimmt daher bei der Weitergabe von Stoffen in der Nahrungskette an die Fische eine Schlüsselstellung ein. Nach Thomann (1981, zitiert aus Santschi et al. 1986) wird der berechnete Biokonzentrationsfaktor von Cs-137 in Fischen von ca.  $2 \times 10^3$  cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup> zum Hauptteil durch die am Anfang der Nahrungskette zu beobachtende Anreicherung von Cs-137 im Plankton verursacht und nicht durch weitere Anreicherung in der Nahrungskette oder direkt aus dem Wasser. Ein Vergleich der Aktivitäten von Makrozooplankton und Fischen aus dem Bodensee bestätigt diesen Befund allerdings nicht.

Das Zooplankton aus Netzfängen erreichte eine maximale Cäsiumaktivität um 12 Bq/kg Feuchtsubstanz. Das entspricht bei einem Wassergehalt von 90 bis 95% 120 bis 240 Bq/kg Trockensubstanz. Die Streubreite betrug in diesem Zeitraum 80 bis 240 Bq/kg Ts. Die Monatsmittelwerte zeigten bis Oktober eine abnehmende Tendenz. Im November wurden allerdings wieder höhere Werte gemessen (Abb. 20, Petermann et al. 1986). Zooplankton, das am 23.6.86 aus dem Uferbereich vor dem Limnologischen Institut in Konstanz aus 0 - 3 m Wassertiefe entnommen wurde, hatte eine Cäsium-Gesamtaktivität von 36 Bq/kg Feuchtsubstanz.

Die Aktivitätskonzentration in Zooplankton aus dem Starnberger See nahm einen ähnlichen Verlauf wie im Bodensee (Laschka et al. 1986; Abb. 21).



Abb. 20: Cäsiumaktivität von Plankton (Trockensubstanz) aus einem ausgewählten Entnahmebereich im Bodensee (Planktonentnahme durch R. Eckmann, Limnolog. Institut der Universität Konstanz). Angegeben sind die Monatsmittelwerte und ihre Streubreite.



Abb. 21: Aktivitätskonzentration in Zooplankton aus dem Starnberger See (verändert nach Laschka et al. 1986).

# 3.1.4 Fische

Alle nachfolgenden Aktivitätsangaben sind auf Feuchtsubstanzen bezogen.

Bei 1985 gefangenen Felchen lag der Cäsiumgehalt nach Messungen an der Universität Konstanz unter 5 Bq/kg. Ab Juni 1986 wurden in Felchen und Barschen aus dem Obersee und Untersee dann deutlich erhöhte Cäsiumgehalte (Abb. 22 – 25) gemessen, während andere Arten geringere Gehalte aufwiesen (Abb. 26, LINDNER u. PETERMANN 1986).

Im Mittel wiesen Felchen aus dem Obersee zwischen Juni und August Werte um 350 Bq/kg auf. Im September und Oktober wurden durchschnittlich noch 300 Bq/kg bzw. 270 Bq/kg gemessen. Bei den Oberseebarschen lagen die Mittelwerte im Juni bei 302 Bg/kg, im Juli bei 332 Bq/kg, im August bei 260 Bq/kg, im September bei 288 Bq/kg und im Oktober noch bei 156 Bg/kg. Die Aktivitätswerte von im November gefangenen Felchen und Barschen liegen ebenfalls in dieser Größenordnung. Im Untersee wurden insgesamt höhere Werte gemessen, die bis November 1986 noch keine rückläufige Tendenz zeigten (Felchen: Juni 403 Bq/kg, Juli 498 Bq/kg, August 439 Bq/kg, September 532 Bq/kg; Barsch: Juni 553 Bq/kg, Juli 417 Bq/kg, August 502 Bq/kg).

Tabelle 10 zeigt die Cäsiumgehalte in Jungfelchen mit unterschiedlicher Nahrung und verdeutlicht, daß die planktivoren Fische das Cäsium über die Nahrung aufnahmen. Während sich im Bodensee die Belastung der Fische innerhalb einer gewissen Schwankungsbreite hielt, zeigen sich in Seen des Einzugsgebiets erhebliche Schwankungen. Saiblinge aus österreichischen Hochgebirgsseen weisen Cäsiumgehalte um 100 Bq/kg auf. In einigen oberschwäbischen Seen finden sich dagegen Belastungen bis zu 12 770 Bg/kg (Tab. 11).

Untersuchungen an bayerischen Seen (Laschka et al. 1986) zeigen eine mit dem Bodensee vergleichbare Situation (Abb. 27). Das Gammaspektrum einer Felchenprobe aus dem Bodensee vom 24. Juli 1986 (Abb. 28) zeigt die für die Gesamtaktivität der Fische dominierende Stellung der Cäsiumisotope.

Obwohl sich die Bodenstrahlung durch die Katastrophe von Tschernobyl erhöhte, schließt SANTSCHI eine Strahlenschädigung des am Seegrund abgelegten Fischlaichs aus, da die natürlichen Dosen auch am Seegrund hoch sind. Die zusätzliche künstliche Dosis fällt immer noch kleiner aus als die natürliche. Bei dieser Betrachtungsweise werden Summationseffekte nicht berücksichtigt. Allerdings sind erst ab ca. 100 Rad Dosis nachweisbare Effekte auf Fischlaich und Fische zu erwarten, wie z.B. erhöhte Mortalität, Chromosomenaberrationen oder verminderte Fruchtbarkeit und Überlebensfähigkeit unter Streß.

49



Abb. 22: Monatsmittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der spezifischen Cäsiumaktivitäten von Felchen aus dem Bodensee-Obersee.



Abb. 23: Monatsmittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der spezifischen Cäsiumaktivitäten von Barschen aus dem Bodensee-Obersee.

- 50 -

١













Abb. 26: Cäsiumaktivität verschiedener Speisefische aus dem Bodensee am 23.6. bzw. 25.6.86 (nach LINDNER et al. 1986)



Abb. 27: Aktivitätskonzentration in Renken aus dem Starnberger See (nach LASCHKA et al. 1986).

- 52 \_



Abb. 28: Gamma-Spektrum einer Felchen-Probe aus dem Bodensee vom 24.7.86 (nach Petermann et al. 1986).

Tabelle 10: Cäsiumaktivitäten in Jungfelchen aus Fütterungsversuchen und Wildfängen aus dem Bodensee-Obersee (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg)

Juli 86	Felchenbrut,	Trockenfutter	28	Bq/kg
		Zooplankton	212	Bq/kg
29.09.86	Jungfelchen,	Obersee	88	Bq/kg
10.10.86	Jungfelchen,	Obersee	79	Bq/kg

Tabelle 11: Cäsiumaktivitäten in Fischen aus Seen im Einzugsgebiet des Bodensees.

HOCHGEBIRGSSEE

- 24.07.86 Seesaibling
- Verwall 107 Bq/kg

#### SÜNSER SEE

12.08.86 Amerikanischer Saibling

85 Bq/kg

#### BUCHSEE:

23.06.86	Rotfeder	1 220 Bq/kg
	Hecht	31 Bq/kg
22.08.86	Hecht	175 Bq/kg
	Rotauge	630 Bq/kg
	Brachsen	555 Bq/kg
23.10.86	Aal	570 Bq/kg
	Brachsen Filet	700 Bq/kg
	Brachsen Rest	460 Bq/kg
	Güster	610 Bq/kg
	Hecht	870 Bq/kg
	Karpfen	670 Bq/kg
	Rotauge	830 Bg/kg
	Rotfeder	770 Bq/kg
	Wels	1 040 Bq/kg

		•		
	VORSEE:			
30.08.86	Rotaugen	2	690	Bq/kg
	Barsch	5	83Ó	Bq/kg
23.10.86	Aal	. 1	440	Bq/kg
	Barsch	4	820	Bq/kg
	Brachsen	1	700	Bq/kg
	Hecht	<sub>.</sub> 3	390	Bq/kg
	Karpfen	2	060	Bq/kg
	Karpfen	2	212	Bq/kg
	Rotauge	2	150	Bq/kg
	Rotfeder	1	.750	Bq/kg
	Schleie	1	440	Bq/kg
	Teichmuscheln (ganz)		179	Bq/kg
	SCHRECKENSEE:			
18.08.86	Hecht		620	Bq/kg
07.10.86	Hecht	-3	193	Bq/kg
24.10.86	Hecht	5	190	Bq/kg
	Hecht	1	425	Bq/kg
10.10.86	Barschfilet	12	770	Bq/kg
24.10.86	Barsch	3	770	Bq/kg
	Aal	1	209	Bq/kg
	Aal	2	285	Bq/kg
	Karpfen		974	Bq/kg
	Spiegelkarpfen	1	855	Bq/kg
	Rotfeder	1	710	Bq/kg
:	Rotauge	2	265	Bq/kg
				•

# - 56 -

#### 3.2 Seeboden

3.2.1 Sedimente vom Seeboden und aus Zuflüssen

Bisher wurden 4 Gruppen von Sediment-Proben auf ihren Gehalt an Tschernobyl-Isotopen hin untersucht: Proben von der Sediment-Oberfläche vor der Argenmündung aus verschiedenen Wassertiefen (entnommen am 28.5., 25.6. und 1.10.86), Proben von der Sediment-Oberfläche aus dem Uferbereich bei Nonnenhorn (entnommen im Mai 1986), ein Sediment-Kern aus dem Tiefenbereich des Überlinger Sees (entnommen am 20.7.86) sowie Proben aus Zuflüssen in Vorarlberg (entnommen am 5.11.86). Bei allen Proben wurde künstliche Radioaktivität aus Tschernobyl nachgewiesen. Wie aus dem CS-134/Cs-137-Verhältnis hervorgeht, sind eventuelle Anteile von Cs-137 aus den Kernwaffentests in diesen Proben vergleichsweise gering. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 12 bis 15 zusammengestellt (siehe auch Abb. 29 bis 31).

Es zeigt sich, daß die auf die Trockensubstanz bezogene Aktivitätskonzentration mit der Zeit zunimmt, was auf eine anhaltende Cäsium-Sedimentation schließen läßt. Sie nimmt ferner -mit Ausnahme der Serie vom 22.5.86, bei der die größten Tiefen von der Sedimentation wohl noch nicht erreicht worden waren – mit der Wassertiefe zu. Dies kann durch eine bevorzugte Adsorption von Cäsium an kleine Partikeln erklärt werden, die weiter in den See hineingeschwemmt wurden. Die auf die Fläche bezogene Aktivität ist dagegen jeweils etwa konstant oder nimmt zur Seemitte hin ab, was auf insgesamt geringere Cäsium-Sedimentationsraten in der Seemitte hinweist. Sie ist außerdem bisher durchweg kleiner als der ursprüngliche Cäsiumeintrag pro m<sup>2</sup> Wasseroberfläche.

Bei Sedimenten aus dem Uferbereich bei Nonnenhorn (Tab. 13) ist die spezifische Cäsiumaktivität geringer als bei Sedimenten aus tieferen Wasserbereichen. Es deutet sich eine Zunahme im Jahresverlauf an. Bei den in einem Sedimentkern aus dem Überlinger See gemessenen Isotopen (Tab. 14) handelt es sich praktisch ausschließlich um Tschernobyl-Fallout, der in der obersten Sedimentschicht konzentriert ist. Die Cäsium-Flächendichte beträgt ca. 1 kBq/m<sup>2</sup> und entspricht damit derjenigen aus der entsprechenden Tiefe vor der Argenmündung. Dieser Wert liegt bei etwa 10% der durch die Wasseroberfläche eingetragenen Cäsiumaktivität.

Zusätzlich zu den Bodensee-Sedimenten wurden auch die Sedimente aus Zuflüssen in Vorarlberg untersucht (Tab. 15). Entsprechend der Bodenkontaminationskarte (Abb. 6) weisen die nördlichen Zuflüsse (Leiblach) die höchsten, die südlichen (III) die niedrigsten Cäsium-Konzentrationen im Sediment auf. Die gemessenen Werte sind typisch für obere Bodenschichten; sie deuten nicht auf besondere Cäsium-Anreicherungen in Flußsedimenten hin und lassen keine größeren Einschwemmungen bei zukünftigen Hochwässern erwarten.



# Abb. 29:

: Gamma-Spektrum einer Sedimentprobe, entnommen am 1.10.86 vor der Argenmündung (die nicht gekennzeichneten Linien sind apparativ bedingt).

57



Abb. 30: Gamma-Spektrum der obersten Schicht eines Sediment-Kerns aus dem Überlinger See von 20.7.86. (Die nicht gekennzeichneten Linien sind apparativ bedingt)



Abb. 31: Gamma-Spektrum einer Flußsediment-Probe aus der Leiblach, entnommen am 5.11.86. (Die nicht gekennzeichneten Linien sind apparativ bedingt)

- 58 -`

Entnahme	28.5.	1986			25.6.	1986 -			1.10	.1986		
Wassertiefe	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>134</sup> Cs	137 <sub>Cs</sub>	<sup>134</sup> Cs	137 <sub>Cs</sub>	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>134</sup> Cs	137 <sub>Cs</sub>	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs
	(Bg/g	TS)	(kBq,	/m²)	(Bq/g	g TS)	(kBc	ą∕m²)	(Bq/ç	g TS)	(kBq/	m²)
22- 24m	0,8	1,4	0,043	0,074	0,8	1,6	0,13	0,25	2,6	6,3	1,8	4,3

1,2 0,16

3,3 0,14

0,27

0,34

10,0 0,19 0,36 7,1

3,8

1,7

10,0

3,4

14,3

1,2

1,0

0,5

3,2

2,0

1,0

0,7

1,4

44- 48m

95-100m

172-188m

0,3

0,6

**\_** -

0,55

1,3

0,8

0,039

-

0,071

0,055 5,2

0,029 0,089

Tabelle 12: Cäsium-Konzentrationen in Sediment-Oberflächenschichten aus dem Bereich der Argenmündung in Richtung zur Seemitte für verschiedene Entnahmezeitpunkte.

Tabelle 13: Cäsium-Gehalt von Sedimenten aus dem Uferbereich bei Nonnenhorn (Entnahme Mai 1986)

Probennahme	Cs-134 (Bq/g TS)	Cs-137 (Bq/g TS)	•
	<u></u>		······
13.5	0.11	0.21	
18.5	0.27	0.50	
•			

Tabelle 14: Cäsium-Gehalt eines Sediment-Kerns aus dem Überlinger See (150 m Tiefe), Entnahme 20.7.86

Sediment- Schicht	Cs-134 (Bq/g TS)	Cs-137 (Bq/g TS)	
0 - 2 cm	0.13	0.25	
2 – 4 cm	0.02	0.04	

59

Probe	Cs-134	Cs-137	Ru-103		
	(Bq/g TS)	(Bq/g TS)	(Bq/g TS)		
Leiblach	0.11	0.21	0.13		
Ill	0.01	0.02			
Stauw. Andelsbuch	0.05	0.11			
Bregenzerach	0.02	0.03			

Tabelle 15:	Radioak	tivitäts	gehalt	von	Sedimente	en aus	Zuflü	ssen	in	Vorarl-
	berg (E	Intnahme	5.11.86	, Er	gebnisse	bezoge	en auf	1.5.	86)	

# 3.2.2 Seebodenorganismen

,

Die vom Seeboden nach Arten getrennt aufgesammelten Seebodenorganismen waren in ihrer Menge für eine Bestimmung der Aktivität zu gering. 4. VERHALTEN VON TSCHERNOBYL-RADIONUKLIDEN IN NATÜRLICHEN GEWÄSSERN – BESTEHENDE KENNTNISSE UND ERFAHRUNGEN AUS ANDERN STEHENDEN GEWÄSSERN:

Adsorptions- und Inkorporationsverhalten gegenüber suspendierten Partikeln (Plankton, Tonmineralien, CaCO<sub>2</sub>), Sedimenten und Fischen. - Bioakkumulation und Biomagnifikation

Das Adsorptions- und Inkorporationsverhalten von einigen Tschernobylradionukliden ist in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tabelle 16: Verteilungskoeffizienten und Konzentrationsfaktoren der Tschernobyl-Radionuklide\*):

Isotop	Ref.	K <sub>n</sub> (cm <sup>3</sup> /g Trockens	subst.)	CF(cm <sup>3</sup> /g Feuchtsubst.)		
	·	Planktondebris	Sediment	Zooplankton	Fische	
Cs-137	2,3 4 5 6 7	5000 - 3500	5000 5000 -	30-200 - - -	1000 200 - 100-1000	
Ru-103	3 8	70000 200000		•	-	
I-131	3 6	20000 5000	-	-	450	

\*)K<sub>n</sub> = Konzentrationsverhältnis des Anteils in Partikeln zu

demjenigen im gelösten Zustand; CF=Konzentrationsverhältnis im eßbaren Anteil der Organismen zum gelösten Anteil 2: Santschi et al. (1986b) 3: Santschi et al. (1986c) 4: Wahlgren u. Marshall (1975) 5: Robbins et al. (1979) 6: Blanchard u. Kahn (1975) 7: Ettenhuber u. Roehnsch (1975) 8: Lowman et al. (1972)

4.1

Die nachfolgende Diskussion wird sich vor allem auf das längerlebige Nuklid Cs-137 sowie auf Cs-134 beschränken, da 1987 von den mehr als ein Dutzend Tschernobyl-Radionukliden nur noch diese beiden Cs-Nuklide von Bedeutung sind. Thomann (1981) kommt auf Grund einer Literaturanalyse und einer Modellierstudie zum Schluß, daß Biomagnifikation von Cs-137 nur schwach oder nicht stattfindet (vgl. jedoch Abschn. 3.1.3). Die Bioakkumulation in der Nahrungskette wird vor allem am Beginn der trophischen Pyramide, bei der Akkumulation im Plankton, festgelegt. Ettenhuber und Roehnsch (1975) finden eine gute inverse Korrelation zwischen dem Cs-137-Konzentrationsfaktor in Fischen und dem K-Gehalt im Wasser. Der in der Schweiz bestimmte Konzentrationsfaktor für Fische des Bodensees von (1-2) 10<sup>3</sup> stimmt gut überein mit der Voraussage bei einer K-Konzentration von 1-2 mg/l im Wasser. Die biologische Verweilzeit<sup>\*</sup> von Cs-137 in Fischen wird mit etwa 550 Tagen angenommen (Thomann 1981).

# 4.2 Verhalten von Cs-137 in Böden und Erosion im Einzugsgebiet des Bodensees

Die Verweilzeit von Cs-137 in Böden ist etwa 1000 Jahre für die Einzugsgebiete des Greifensees (Wan et al. 1986), Genfersees (Dominik et al 1986), Bielersees (Nyffeler 1985) in der Schweiz, des Hudson-Rivers (Simpson et al. 1976) und des Lake Rockwell (McCall et al. 1984) in den USA. Bei einem minimalen  $K_D$ -Wert von 5000 cm<sup>3</sup>/g für Cs-137 in Böden, und einer Bodenkonzentration von etwa 0.25 Bq/g Trockengewicht würde für das damit im Kontakt stehende Porenwasser eine Cs-137-Konzentration von ca. 0.05 Bq/l resultieren. Konzentrationen im

<sup>\*)</sup> Die Verweilzeit (ℑ) ist die Zeit, nach der eine gegebene Konzentration auf 1/e = 0,36 des ursprünglichen Wertes abgeklungen ist. Die Halbwertszeit (t<sub>1/2</sub>) ist 70% von ℑ (t<sub>1/2</sub> = ℑ · ln 2).

Rhein bei Basel und bei Leibstadt im Monat Mai 1986 waren etwa 1.5 -0.2 Bg/1. Danach sanken sie auf kleinere Konzentrationen ab. Die Konzentrationen von Cs-137 vor dem Tschernobyl-Ereignis lagen in unsere Breiten bei 0.01 Bg/l (Wahlgren u. Marshall 1975, Edgington u. Robbins 1975, Brunskill et al. 1984, Wahlgren u. Nelson 1975). Unter der Annahme, daß der Rhein während des Monats Mai 1986 aus dem Einzugsgebiet des Bodensees ca. 0.5 Bq/l Cs-137 bei 360 m<sup>3</sup>/sec Wasserführung, einschwemmte, ergäbe dies  $5\cdot 10^8$  kBg, was etwa 1% des gesamten Cs-137-Inventars im Einzugsgebiet entspricht. Letzteres kann aus der Bodenverstrahlungskarte von Czarnecki et al. (1986) abgeschätzt werden. Da erwartet werden kann, daß auch hier im Durchschnitt das Cs-137 eine Verweilzeit von 1000 Jahren hat, kann eine so rasche Erosion nicht über längere Zeit aufrechterhalten werden. Die Bestätigung dazu kommt aus den Arbeiten von Dominik et al. (1986) für das Einzugsgebiet der Rhone. Sie fanden, daß das kurzlebige, aus der kosmischen Strahlung stammende Be-7, das ähnliche Eigenschaften hat wie das Cs-137, aus dem Einzugsgebiet wesentlich schneller erodiert wird als man aufgrund seiner Eigenschaften erwarten konnte. Sie postulierten, daß etwa 1% der Fläche des Einzugsgebietes wesentlich schneller ausgewaschen wird als der Verweilzeit von 1000 Jahren entspricht. Dies wäre möglich für felsige Landschaften, Straßen, Häuser, etc. Mit diesen Annahmen ergäbe sich der Haupteintrag von ca. 5.10<sup>9</sup> kBg immer noch als direkte atmosphärische Deposition über die Seeoberfläche.

63

4.3 Sedimentation in Seen

Man findet im allgemeinen das Cs-137 aus dem Atombombenfallout in den Sedimenten aus den flacheren Seebereichen und weniger an den tiefsten Stellen im Greifensee, Schweiz (Wan et al. 1986), Lake Michigan (Edgington u. Robbins 1975) und Fayetteville Green Lake (Brunskill et al. 1984) in den USA. Dies stimmt mit den experimentellen Befunden von Hesslein et al. (1980) und Santschi et al. (1986b) in den kanadischen Experimentalseen überein, die zeigten, daß das Cs-137 zu einem großen Teil durch direkte Adsorption an epilimnischen Sedimenten eliminiert wird. Ein solcher Mechanismus wird gefördert durch turbulente Wassermischung im Epilimnion, da für die kontrollierenden Faktoren wie die diffusionskontrollierte Transportrate durch die über den Sedimenten liegende diffuse Grenzschicht, die Sedimentresuspensions- und die Sedimentmischungsrate zu einem großen Teil verantwortlich ist.

Im Zürichsee (Schweiz) wurden während den ersten 1-2 Monaten etwa 15% des Gesamtinventars durch absinkende Partikel eliminiert. Danach sank die Eliminationsrate sehr stark ab, auf nur noch etwa 1-2% pro Monat (Santschi et al. 1986c). Dieser Befund stimmt überein mit einem rasch aussinkenden an unlöslichen Aerosolen haftenden Anteil von Cs-137 von etwa 10-15%, und einer langsam eliminierten Cs-137-Fraktion mit einer mittleren Verweilzeit in Seen von ca. 3 Jahren (Wahlgren u. Marshall 1975, Wan et al. 1986).

#### 5. ZUSAMMENFASSUNG

Vor dem Tschernobyl-Unfall wurde künstliche Radioaktivität aus den Atomwaffentests auch im Bodensee nachgewiesen. Wegen der jahrelangen Immissionen wurden die Isotope im gesamten Wasserkörper verteilt und teilweise im Sediment abgelagert. Unmittelbar vor dem Tschernobyl-Unfall waren die Spuren dieser Isotope in Wasser und Fischen kaum noch nachzuweisen. Am 30.4.86 wurde ein Mehrfaches des gesamten vorhandenen Inventars künstlicher radioaktiver Isotope in wenigen Stunden eingetragen. Bei einer mittleren Niederschlagsmenge von 12,6  $1/m^2$  auf der Seeoberfläche und einer mittleren spezifischen Aktivität von 1,1 kBq Cs-137/l erhält man eine Deposition von 13,9 kBq Cs-137/m<sup>2</sup> auf der Seeoberfläche. Die Cäsiumisotope sind langfristig von Bedeutung.

Die höchsten Aktivitätsbeiträge lieferten anfangs die kurzlebigen Isotope Te-132 mit dem radioaktiven Tochterisotop J-132 sowie J-131. Wegen der vergleichsweise langsam ablaufenden Stoffaustauschprozesse im Bodensee waren sie aber weder für die Trinkwassergewinnung noch für die Fischerei relevant. Relevante Isotope wie Sr-90 und Pu-239 wurden nur in relativ geringen Mengen deponiert, die einen Bruchteil der während der oberirdischen Atomwaffenversuche eingetragenen Aktivitäten betrugen. Alle weiteren Isotope sind entweder radiologisch bezüglich der Ingestion durch Trinkwasser oder Fische von untergeordneter Bedeutung (z.B. Ruthenium) oder nur in relativ geringen Mengen vorhanden.

Beim Eintrag durch Zuflüsse müßte eine Abschwemmrate von mindestens 10% der im gesamten Einzugsgebiet deponierten Radioaktiviät vorausgesetzt werden, damit diese Komponente von gleicher Größe wäre wie der direkte Eintrag durch die Wasseroberfläche. Selbst unter Berücksichtigung einer relativ hohen Auswaschrate wegen des Gewitterregens dürfte jedoch der Anteil der anfangs durch Zuflüsse eingetragenen Radioaktivität einen Wert von ca. 20% des Gesamtinventars kaum überschritten haben.

Im Wasser des Sees (Oberfläche und Uferbereich) konnten bis auf wenige Ausnahmen nur im Mai 1986 Aktivitäten über den jeweiligen Nachweisgrenzen gemessen werden, wobei J-131 – wie auch im Niederschlag und in den Zuflüssen – eine dominierende Rolle spielte. Die Radioaktivität der für den Transport der Nuklide zum Seeboden bzw. für ihre Weitergabe in aquatische Nahrungsketten wichtigen Schwebstoffe wurde in ihrer zeitlichen und vertikalen Verteilung verfolgt. Zu Beginn waren Beta-Gesamtaktivitäten > 300.000 Bq/kg Trockensubstanz (TS) in 10 bis 20 m Tiefe festzustellen. Später war dann, bei einer gleichzeitigen Abnahme der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, eine Verlagerung in größere Tiefen zu beobachten. Eine um den 25.6.86 aufgetretene kurzfristig aufgetragene erhebliche Belastung oberflächennaher Schwebstoffe im östlichen Obersee ist möglicherweise auf Einschwemmungen durch Hochwässer zurückzuführen.

Die Belastung der Filterschlämme in Trinkwasseraufbereitungsanlagen zeigte eine ähnliche Größenordnung und einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie die direkt gemessene Belastung der Schwebstoffe.

Phytoplankton zeigte maximale Cäsiumaktivitäten um 400 Bq/kg TS, Zooplankton solche um 300 Bq/kg TS. Die Aktivität des Zooplanktons nimmt allmählich ab. Zu einer Beurteilung des Verlaufes beim Phytoplankton sind zu wenig Werte vorhanden.

Die planktivoren Fische nehmen das Cäsium über die Nahrung auf, wie Fütterungsexperimente zeigten. Die Cäsiumaktivität der Felchen des Obersees, die von Juni bis August 1986 Werte um 350 Bq/kg Feuchtsubstanz aufgewiesen hatten, ging bis Oktober auf ca. 270 – 300 Bq/kg zurück. Etwas ausgeprägter war der Rückgang bei Barschen des Obersees (Mittelwert im Juli bei 330 Bq/kg, im Oktober bei 160 Bq/kg). Im Untersee wurden insgesamt höhere Werte gemessen. Eine rückläufige Tendenz ist dort bisher noch nicht festzustellen. Für den am Seegrund abgelegten Fischlaich ergibt ein Vergleich der zusätzlichen künstlichen Strahlendosis mit der vorhandenen "natürlichen", daß letztere überwiegt. Eine Strahlenschädigung des abgelegten Fischlaichs wäre demnach nicht zu befürchten. Allerdings werden bei dieser Betrachtung mögliche Summationseffekte nicht berücksichtigt.

Am Seeboden (Profil vor der Argenmündung) nahm die Aktivität mit der Zeit zu, was auf eine anhaltende Cäsiumsedimentation schließen läßt.

Ferner ist eine Zunahme der spezifischen Aktivität mit der Wassertiefe zu beobachten, was auf eine bevorzugte Adsorption an kleinen Partikeln hindeutet. Die flächenbezogene Aktivität nimmt dagegen mit der Tiefe ab, was auf geringere Cäsium-Sedimentationsraten in Seemitte hinweist. Die Aktivität der Sedimentoberfläche im Überlinger See und in entsprechender Tiefe vor der Argenmündung hat bis Oktober 1986 ca. 1 kBqCs-137/m<sup>2</sup> und damit 10% der über die Wasseroberfläche eingetragenen Cs-Aktivität erreicht.

Bei den Zuflüssen sind die bisher gemessenen Werte für die Sedimentkontamination typisch für obere Bodenschichten. Ein Konzentrationsanstieg durch größere Einschwemmungen aus Depots ist daher bei künftigen Hochwässern nicht zu erwarten.

#### 6. LITERATUR

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1986): Radioaktive Belastungen des Wassers in Bayern nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl – Berichtszeitraum 30. April bis Ende August 1986 (Bearbeiter: W. Amann, L. Friedmann, D. Lux).
- Blanchard, R.L., and B. Kahn (1975): The fate of radionuclides discharged from a PWR nuclear power station into a river. - IAEA-SM-172/26: 195-204.
- Brunskill, G.J., S.D. Ludlam, and T.-H. Peng (1984): Fayetteville Green Lake, New York, U.S.A., VIII. Mass balance for Cs-137 in water, varved and non-varved sediments. - Chem. Geol. 44 (1/3): 101-118.
- Bundesamt für Energiewirtschaft (1986): "Der Unfall Tschernobyl: Ein Überblick über Ursachen und Auswirkungen. - HSK-AN-1816 Würenlingen (CH).
- Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz (1975): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1970 bis 1974. -Wien 1975. •
- BMI Der Bundesminister des Innern (1983): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1983. – Bonn.
- Czarnecki, J., F. Cartier, P. Honegger und A. Zurkinden (1986): Bodenverstrahlung in der Schweiz aufgrund des Reaktorunfalls in Tschernobyl. In: Proc. Symp. Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation Bern.

- Dominik, J., D. Burrus and J.-P. Vernet(1986): Removal rate of the environment radionuclides from an alpine watershed. - Submitted for publication.
- J. Dominik , A. Mangini and G. Müller (1981): Determination of recent deposition rates in Lake Constance with radioisotopic methods. - Sedimentology 28: 653-677.
- Edgington, D.N. and J.A. Robbins (1975): The behaviour of Plutonium and other long-lived radionuclides in Lake Michigan. II. Patterns of deposition in the sediments. In: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. - Proc. Symp. Otaniemi, IAEA-SM-198/40: 245-260.
  - Ettenhuber, E., and W. Roehnsch (1975): The fish/water accumulation factor - an important parameter for determining the environmental capacity of surface waters. In: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. - Proc. Symp., Otaniemi, IAEA-SM-198/15: 473-482.
  - H. Fast (1960): Radioaktivität und Bodenseewasser. Schr. Ver. Gesch. des Bodensees und seiner Umgebung 78: 114.
  - GSF Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (1986): Umweltradioaktivität und Strahlenexposition in Südbayern durch den Tschernobyl-Unfall. - GSF-Bericht 16/86, München.

Der Hessische Sozialminister (1986): Die Folgen von Tschernobyl. -Wiesbaden.

Hesslein R., W.S. Broecker, and D.W. Schindler (1980): Fates of metal radiotracers added to a whole lake: Sediment-water interactions. -Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 378-386.

- Hohenemser, C., M. Deicher, A. Ernst, H. Hofsäss, G. Lindner and E. Recknagel (1986): Chernobyl: An Early Report. -Environment 28: 6.
- Kiefer, F. (1965): Die Wasserstände des Bodensees seit 1871. - Schr. Ver. Gesch. d. Bodensees und seiner Umgebung 83: 1-31.
- König, L.A., H. Schüttelkopf, S. Erat, H. Fessler, S. Hempelmann, K. Maurer, M. Pimpl und A. Radziwill (1986): Der Reaktorunfall von Tschernobyl – Meßergebnisse des Kernforschungszentrums Karlsruhe. – KfK 4115, Karlsruhe.
- Laschka, D., H. Herrmann, K. Hübel und W. Lünsmann (1986): Radiologische Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die südbayerischen Seen. – gwf – Wasser – Abwasser 128 (2): 128–135.
- Lowman, F.G., T.R. Rice, F.A. Richards (1972): Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. In: the marine environment. - National Academy of Sciences Report, Washington, 161-199.
- McCall, P.L., J.A. Robbins, G. Matisoff (1984): Cs-137 and Pb-210 transport and geochronologies in urbanized reservoirs with rapidly increasing sedimentation rates. - Chem. Geol. 44 (1/3): 33-66.
- MELUF- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten (1987): Dokumentation der Landesregierung Baden-Württemberg über die Auswirkungen und Maßnahmen zum Kernkraftunfall in Tschernobyl. Band I: Auswirkungen und Maßnahmen. - Stuttgart.
  - Nyffeler, U.P. (1985): The fate of airborne lead in forest soils. -EOS 66 (46): 827.

Petermann, D., H. Hofsäss, S.G. Jahn, J. Lax, G. Lindner, W. Pfeiffer und E. Recknagel (1986): Cäsium-Akkumulation in Fischen des Bodensees. – Jahresbericht 1986 Univ. Konstanz, Nukleare Festkörperphysik: 119-122.

Robbins, J.A., P. L. McCall, J.B. Fisher, and J.R. Krezoski (1979): Effect of deposit feeders on migration of Cs-137 in lake sediments. - Earth Planet Sci. Lett. 42: 277-287.

Santschi, P.H., S. Bollhalder, K. Farrenkothen, A. Lueck, C. Weber, S. Zingg (1986a): Messung der atmosphärischen Deposition von Tschernobyl-Radionukliden (Gesamt- und Trockendeposition) im Raume Dübendorf. - Z.H. Proc. Symp. Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation, Bern.

Santschi, P.H., U.P. Nyffeler, R.F. Anderson, S.L. Schiff, P. O'Hara (1986b): Response of radioactive trace metals to acid-base titrations in controlled experimental ecosystems: Evaluation of transport parameters for application to whole lake radiotracer experiments. - Can J. Fish. Aquat. Sci. 43 (1): 60-77.

Santschi, P.H., S. Bollhalder, M. Camani, K. Farrenkothen, W. Goerlich, S. Haesler, H. Heiz, A. Lueck, Ch. Schuler, M. Sturm, H. Voelkle, C. Weber, S. Zingg (1986c): Radionuklide des Tschernobyl-Fallouts in natürlichen Gewässern: Auswasch-, Verdünnungs-, Eliminierungs- und Anreicherungsprozesse. - Proc. Symp. Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation, Bern.

Simpson, H.J., C.R. Olsen, R.M. Trier, S.C. Williams (1976): Man-made radionuclides and sedimentation in the Hudson River Estuary. - Science 194: 179-183.

- 71 -

- Universität Bern (1986): Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation. - Z. H. Proc. Symp.
- Wagner, G., B. Wagner (1978): Zur Einschichtung von Flußwasser in den Bodensee-Obersee. -Schweiz. Z. Hydrol. 40 (2): 231-248.
- Wahlgren, M.A., D.M. Nelson (1975): Plutonium in the Laurentian Great Lakes: Comparison of surface waters. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 317-322.
- Wahlgren, M.A., J.S. Marshall (1975): The behaviour of Plutonium and other long-lived radionuclides in Lake Michigan. I. Biological transport, seasonal cycling, residence times in the water column. In: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Enironment. Proc. Symp. Otaniemi, IAEA-SM-198/39: 227-243.
- Wan, G.J., P.H. Santschi, M. Sturm, K. Farrenkothen, E. Werth, Ch. Schuler (1986): Natural (Pb-210, Be-7) and fallout (Cs-137, Pu-239, 240, Sr-90) radionuclides as geochemical tracers of sedimentation in Greifensee, Switzerland. - accepted by Chem. Geol.
Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

. .

- 1 i	Richt übera	linien für die Reinhaltung des Bodensees vom 1. Juni 1967 – rbeitete Fassung vom 9. Mai 1972	
- 9 1	Schut Jubil Eür d	z dem Bodensee äumsschrift: 15 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission en Bodensee	1974
- :	Jahre	sberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees, seit	1976
- 9 1	Schut Faltb Eür d	z dem Bodensee latt: 25 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission en Bodensee	1984
	·		
Nr.	1	Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees	1963
Nr.	2	Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees	1964
Nr.	3	Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Boden- see-Obersees 1963/64 mit Berücksichtigung einiger Unter- suchungsergebnisse aus früheren Jahren	1964
Nr.	4	Gewässerschutzvorschriften der Bodensee-Anliegerstaaten	1966
Nr.	5	Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963	1967
Nr.	6	Untersuchungen zur Feststellung der Ursache für die Verschmutzung des Bodensees	1967
Nr.	7	Stellungnahme der Sachverständigen zur Frage einer Bodensee-Ringleitung	1967
Nr.	8	Die Sauerstoffbilanz des Bodensee-Obersees	1967
Nr.	9	Bodensee-Sedimente	1971
Nr.	10	Bericht über den Bodensee	1971
Nr.	11	Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stick- stoffverbindungen aus Konzentrationsmessungen in den Bodenseezuflüssen	1973
Nr.	12	Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees	1973
Nr.	13	Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasser- beseitigung	1973
Nr.	14	Regenentlastungsanlagen - Bemessung und Gestaltung	1973
Nr.	15	Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den einzelnen Seebecken	1974
Nr.	16	Zustand und neuere Entwicklung des Bodonsoos	1975

- 73 -

Nr.	17	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor-, Stickstoff- und organischen Verbindungen im Seejahr 1971/72	1976
Nr.	18	Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963	1976
Nr.	19	Stand der technischen Möglichkeiten der Phosphorelimina- tion aus kommunalen Abwässern	1977
Nr.	20	Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee- Obersee (1962–1974) und Rheinsee (1963–1973)	1977
Nr.	21	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963–1973). Teil l Untersee	1977
Nr.	22	Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974	1979
Nr.	23	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965–1975). Teil 2 Obersee	1979
Nr.	24	Bau-und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbesei- tigung im Einzugsgebiet des Bodensee - Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1978 - 1985	1981
Nr.	25	Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978	1981
Nr.	26	Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 -	1981
Nr.	27	Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978	1981
Nr.	28	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlen- stoff im Abflussjahr 1978/79	1982
Nr.	29	Limnologische Auswirkungen der Schiffahrt auf den Bodensee	1982
Nr.	30	Die Auswirkungen der Reinhaltemassnahmen auf die lim- nologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht)	1982
Nr.	31	Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten	1984
Nr.	32	Quantitative Mikroanalyse flüchtiger, organischer Verbindungen im Bodenseewasser	1985

		- 75 -	
Nr.	33	Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasser- beseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1986-1995	1985
Nr.	34	Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees Weitergehende und vorbeugende Massnahmen - Denkschrift -	1987
Nr.	35	Zur Bedeutung der Flachwasserzone des Bodensees	1987

.

•