

Der Fallout und die natürliche Radioaktivität im Fuschlsee während des Zeitraumes 1960 — 1966 und die diesbezügliche Eignung des Sees zur Trinkwasserversorgung

A. FRANTZ

Einleitung

Der ständig steigende Wasserbedarf der Stadt Salzburg und die unzureichende Wasserversorgung durch die beiden Hauptquellen von Fürstenbrunn und Glanegg an den Hängen des Untersberges haben die Wasserwerke Salzburg veranlaßt, die Erschließung neuer ergiebiger Wasservorkommen ins Auge zu fassen.

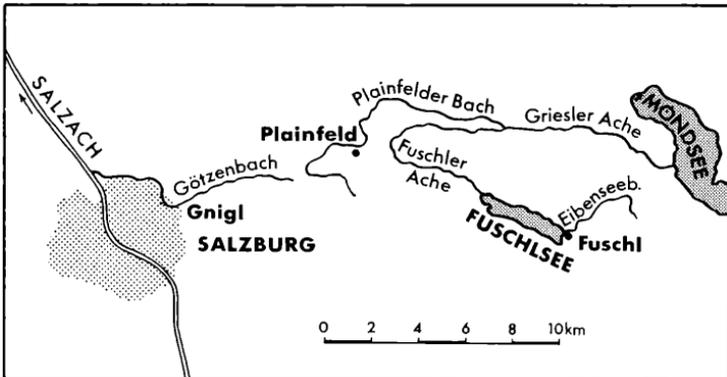
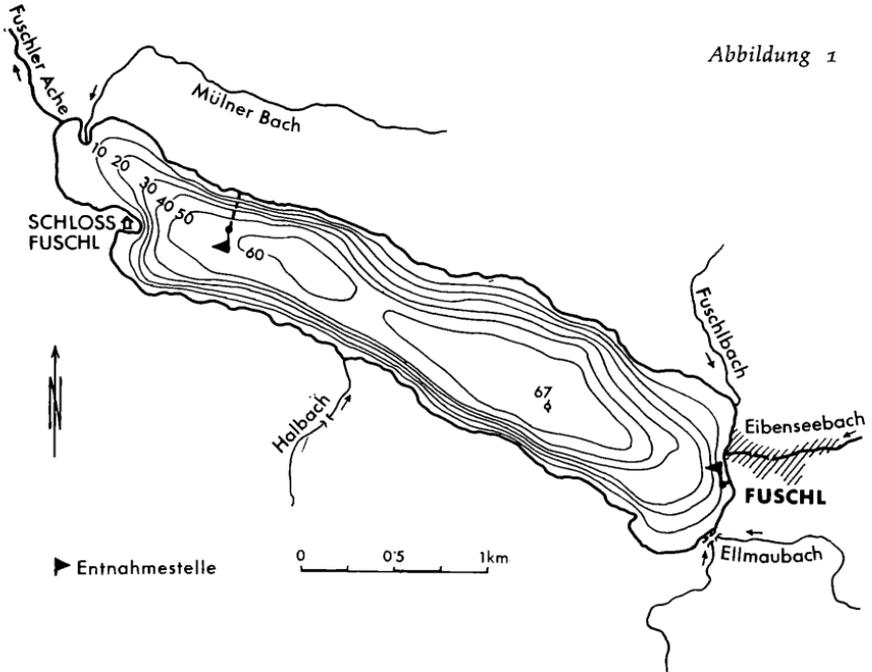
Im besonderen wurde hiefür bereits 1947 von FREY (10) der Fuschlsee in Betracht gezogen, der sich sowohl lagemäßig als auch in bezug auf den Reinheitsgrad (17, 25, 26) als vorzügliches und vorteilhaftestes Trinkwasserreservoir anzubieten schien. Es erfolgte bald darauf der Entwurf eines umfassenden Fuschlseeprojektes, das nach dem letzten Stand eine Wasserentnahme aus dem westlichen Seebecken bei Boje II (Abb. 1) * aus 40 bis 46 m Tiefe vorsieht. Die Gesamttiefe an jener Stelle beträgt rund 58 m; das entnommene Wasser würde über eine Filterstation mit Grobsand- und nachgeschalteter Feinsandfilteranlage geleitet werden.

Da Atombombenversuche, die Erzeugung von Kernwaffen, der Bau von Reaktoren und Kernkraftwerken gegenwärtig und in Zukunft eine nicht unbedeutende Rolle spielen bzw. spielen werden, ist infolge des damit verbundenen Fallout und der gebildeten Spaltprodukte auch mit einer mehr oder minder starken radioaktiven Verunreinigung der Gewässer zu rechnen. Die vorliegende Studie soll einen Überblick über die derzeitigen radiologischen Verhältnisse im Fuschlsee geben, eine Schlußfolgerung auf eventuelle Katastrophenfälle ermöglichen und daraus die diesbezügliche Eignung des Seewassers für Trinkzwecke klarstellen.

Für die sorgfältige Ausführung der Abbildungen sei Herrn F. DORNER bestens gedankt.

Entnahmestellen für Wasserproben aus dem FUSCHLSEE

Abbildung 1



Topographie, Hydrographie und Klima des Fuschlsees

Der Fuschlsee, der seine Entstehung einem Seitenast des eiszeitlichen Traungletschers verdankt, liegt eingebettet in Dolomitgestein am Nordrand der nördlichen Kalkalpen, rund 16 bis 20 km östlich der Stadt Salzburg (27, 31). Er ist durch eine langgestreckte Form mit schmalen Uferbänken ausgezeichnet. Das Seebecken — eine in Dolomit eingesenkte maximal 67 m tiefe Felswanne — ist größtenteils mit Moräne ausgekleidet, die auch das relativ flache Nordwestufer des Sees im Gegensatz zu seinen steileren und felsigen Längsufern formt. Durch diese Endmoräne hat sich die Fuschler Ache als Seeabfluß in 663 m Höhe ihr Bett gegraben. Am Ostende des Sees ist auf dem Schwemmkegel des Eibenseebaches der Ort Fuschl (mit zirka 688 Einwohnern) entstanden. In der Umgebung des Sees ist die Besiedlung auf das Schloß am westlichen Seende und auf wenige Einzelhöfe beschränkt, die vorwiegend auf Moränenböden liegen, während die Kalk- und Dolomitböden hauptsächlich von Wäldern bedeckt sind.

Der See selbst weist bei einer durchschnittlichen Breite von 620 m und einer maximalen Breite von 900 m eine Länge von 4,3 km auf. Eine flache Felszunge teilt den Seeboden in zwei Becken, wobei das östliche Becken mit 67 m die größte Tiefe erreicht. Im westlichen Seebecken mit dem Schloß Fuschl und der geplanten Entnahmestelle beträgt die tiefste Stelle zirka 60 m. Die mittlere Tiefe des Sees liegt bei 37,4 m, die Seefläche nimmt 2,67 km² ein, woraus sich ein Seevolumen von rund 100 Mio. m³ ergibt. Das Einzugsgebiet umfaßt 29,5 km². Der See ist nur mäßig durchflutet; als Hauptzubringer sind der Eibenseebach und Ellmaubach, die am Ostende des Sees bei Fuschl einmünden, anzusehen. Die wenigen übrigen Zubringerbäche sind von untergeordneter Bedeutung. In der Fuschler Ache schwanken die Abflußmengen zwischen 0,20 m³/s im Dezember und 1,08 m³/s im März. Für Mittelwasser findet man den Wert 663,59 m über Adria, das niedrigste Mittelwasser liegt 42 cm und das mittlere Niederwasser 28 cm unter dem Mittel. Für Hochwasser sind die entsprechenden Größen 54 cm über Mittelwasser und 107 cm als höchstes Hochwasser (1920).

Die mittlere Wasserwärme bewegt sich zwischen 2,3 °C im Februar und 18,7 °C im Juli, das Jahresmittel beträgt 9,9 °C, Maxima werden im Juli mit zirka 26 °C gefunden (24). Die vertikale Temperaturverteilung wurde anlässlich verschiedener radiologischer Untersuchungen überprüft und wird im Rahmen der Meßergebnisse besprochen. Aus langjährigen Untersuchungen geht hervor, daß der Fuschlsee etwa anfangs Dezember zufriert und ab Ende März im allgemeinen wieder eisfrei wird. Klimatisch zeigt das Fuschlseegebiet den

typischen Charakter eines höheren Alpenvorlandes mit mäßig kaltem Winter, kühlem Frühjahr, mäßig warmem, niederschlagsreichem Sommer und niederschlagsärmerem aber nebelreichem Herbst. Die mittlere Niederschlagsmenge, das heißt das Mittel von 1901 bis 1960 für die Niederschlagssumme pro Jahr, beläuft sich auf 1674 mm (14).

Die Lage des Fuschlsees und die hydrologischen Gegebenheiten, insbesondere die wenigen und wasserarmen Zubringerbäche lassen erwarten, daß kaum größere Industrien oder gar Kernkraftwerke oberhalb des Sees aufgestellt werden. Eine künstliche radioaktive Verunreinigung ist daher im wesentlichen vom Fallout, das heißt von radioaktiven Niederschlägen, als Folge von Atombombenversuchen oder dem Einsatz von Atomwaffen zu erwarten, wobei die klimatischen Voraussetzungen von Bedeutung sind.

Für die natürliche Radioaktivität im Seewasser ist die Zusammensetzung des Gesteinmaterials im Seebecken sowie in den Bachbetten der Zubringer entscheidend, da sich nur solche radioaktiven Salze im Wasser gelöst vorfinden werden, die überhaupt im Sediment oder Untergrund vorhanden sind. In Dolomit- oder Kalkböden ist an Uransalzen und deren Folgeprodukten praktisch nichts zu erwarten, die natürliche Aktivität rührt vorwiegend von Kaliumsalzen her und ist, wie die Messungen bestätigt haben, sehr gering.

U n t e r s u c h u n g s u m f a n g , A r b e i t s m e t h o d e u n d M e ß t e c h n i k

Um die Verteilung und Akkumulation der Radionuklide im Fuschlsee zu erfassen, wurden sowohl Wasserproben als auch Wasserorganismen und Sedimente auf ihre Gesamt- β - bzw. Gesamt($\alpha + \beta$)-Aktivität, auf ihre Kalium- und Restaktivität sowie Fischfleisch teilweise auf seine Cäsium-137-Aktivität untersucht. Für die Entnahme von Wasserproben wählte man insgesamt drei Stellen aus.

Von Januar 1960 an wird regelmäßig einmal monatlich eine Wasserprobe mittels einer Zwei-Liter Polyäthylenflasche beim Orte Fuschl (Badesteg) am Ostende des Sees aus 0,5 m Tiefe entnommen; diese Untersuchungen dauern weiterhin an.

Die Kontrolle des Tiefenprofils setzte ab Juli 1962 zunächst bei Boje I — der ursprünglich vorgesehenen Entnahmestelle — im westlichen Seebecken ein und wurde ab 4. Juli 1963 bei Boje II — der endgültig geplanten Trinkwasserentnahmestelle, wo der See eine größere Tiefe von max. 59 m aufweist — bis Mai 1966 fortgeführt. Boje II (Abb. 1) liegt auf der Verbindungslinie Schloß Fuschl — Boje I, zirka 350 m westlich von dieser.

Zur Entnahme der Wasserproben, die stets vom Boot aus, und zwar meisten-

teils durch die Salzburger Wasserwerke, stichprobenweise aber auch durch die Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung in Wien erfolgte, diente ein RUTTNER-Schöpfer, der gleichzeitig die Temperaturmessung der jeweiligen Wasserprobe und damit die Feststellung der Lage des Epilimnions, Metalimnions und Hypolimnions gestattete. Es wurden Proben aus 0,5 m, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m, 40 m, 50 m und bei Boje II auch aus 57 bis 57,5 m Tiefe knapp über dem Seeboden entnommen, um die Aktivitätskonzentration in Abhängigkeit von der Seetiefe beobachten zu können. Auch die Untersuchung des Tiefenprofils fand üblicherweise einmal monatlich, einige wenige Male sogar zweimal monatlich statt und wurde praktisch nur in jenen Monaten unterlassen, in denen der See zugefroren und die Eisdecke zu dünn war, um einen Beobachter tragen zu können und ihn an die Entnahmestelle gelangen zu lassen. Alle Wasserproben wurden in Polyäthylenflaschen in das Wiener Labor transportiert und dort in Anlehnung an das Deutsche Einheitsverfahren (6) je ein Liter der Rohwasserprobe unter Zusatz von 3 cm konzentrierter Salpetersäure eingedampft, auf Zehlschälchen von 60 mm Durchmesser überführt und schließlich die β -Aktivität mit Hilfe eines fensterlosen Methandurchflußzählers FH 51 der Fa. Frieseke & Hoepfner bestimmt.

Phyto- und Zooplankton wurden aus der Freiwasserzone des westlichen Seebeckens während der Hin- und Rückfahrt zu Boje I bzw. Boje II vom Boot aus mit einem Phytoplanktonnetz der Maschenweite $40\ \mu$ und einem Zooplanktonnetz der Maschenweite $200\ \mu$ entnommen. Diese Probenahmen, wie auch jene des übrigen hydrobiologischen Materials, führte die Bundesanstalt von 1962 bis 1966 stichprobenweise zu den aus Tab. 2, 3 und 4 ersichtlichen Zeitpunkten durch. Die Eindampfung der Planktonproben erfolgte mit einer geringen restlichen Wassermenge von zirka 100 ml, die Bestimmung der Aktivität des getrockneten Planktons unter Berücksichtigung der Restwassermenge und die Ausmessung des Glührückstandes nach Veraschung bei 450°C .

Während des Zeitabschnittes 1963 bis 1966 sind auch das Fleisch und das Skelett von Fischen aus dem Fuschlsee einer Überprüfung auf Akkumulation von Radioisotopen unterzogen worden. Hierbei beschränkte man sich üblicherweise auf Fische, die eine Länge von ungefähr 25 cm aufwiesen. Da der hohe Kaliumgehalt im Fischfleisch insbesondere eine Speicherung des chemisch verwandten Cäsium-137 vermuten ließ, wurden verschiedene Fischfleischproben außer auf ihre Gesamt- β - und Kaliumaktivität auch auf Cs-137 getestet. Für diese Messungen stellte in dankenswerter Weise das Reaktorzentrum Seibersdorf seinen 512-Kanal Analysator von LABEN zur Verfügung.*

Es sei an dieser Stelle Herrn Ing. K. REINELT für seine Messungen und Mühe bestens gedankt.

Naturgemäß bildet der Fuschlsee einen Lebensraum für Kaltwasser liebende und Reinwasser bevorzugende Salmoniden, vor allem für Saiblinge; die Fischuntersuchungen beschränkten sich jedoch nicht allein auf Salmoniden wie Saiblinge und Reinanken, sondern wurden auch auf Cypriniden (Rotaugen, Schleie) und Perciden (Barsche) ausgedehnt, die ein Fischer kurz vor der Verarbeitung aus dem See gefangen hatte.

Außer Fischen und Plankton gelangten an Wasserorganismen noch Grünalgen (*Cladophora*) aus der Uferzone des westlichen Seebeckens, nahe dem Bootshaus des Schlosses Fuschl, zur Untersuchung.

Anlässlich der Überwachung des Tiefenprofils wurden gleichzeitig mit den Wasserproben stets auch Sedimentproben vom Seeboden unterhalb Boje I und Boje II, bestehend aus Seekreide, mittels eines Bodengreifers heraufbefördert. Hinsichtlich der Entnahme muß man zwischen „Mischproben“, die einen Querschnitt durch die oberen 10 cm der Schlammschicht des Seebodens darstellen, sowie zwischen Proben aus der obersten, etwa 1 cm dicken Schlammschichte, die vorwiegend aus jüngst abgesetztem, abgestorbenem und bereits mineralisierendem organischen Material aufgebaut sind und schließlich den Sedimentablagerungen 8 bis 10 cm unter dem Seeboden, in denen der Schlamm praktisch völlig mineralisiert war, unterscheiden.

Über die Verarbeitung und Aktivitätsmessung von Wasserorganismen und Sedimenten ist schon früher (7, 9) eingehend berichtet worden. Es wäre noch hinzuzufügen, daß man außer bei Plankton stets das „Naßgewicht“ der in Frage stehenden Probe ermittelte. Nach Trocknung bei 105 °C und Bestimmung des „Trockengewichtes“ erfolgte die Veraschung bei max. 450 °C, um Verluste an eventuell vorhandenem Cs-137 infolge des ab dieser Temperatur ansteigenden Dampfdruckes zu vermeiden. Die feinst zerriebenen Glührückstände wurden in Mengen von zirka 200 bis 500 mg auf Zählschälchen von 60 mm Durchmesser gleichmäßig verteilt, fixiert und wie oben in einem fensterlosen Methandurchflußzähler FH 51 die β - bzw. ($\alpha + \beta$)-Aktivität ausgemessen. Als Eichsubstanz diente wie bei Wasserproben KNO_3 mit einer theoretischen β -Zerfallsrate von 1680 β -Zerfällen/min. g K. Die Aktivitätskonzentrationen sind sowohl in pCi/g Naßgewicht als auch in pCi/g Trockengewicht und pCi/g Asche errechnet worden, um Vergleiche mit verschiedenen Literaturangaben zu ermöglichen. Zu jeder Messung bestimmte man außerdem den 1,96fachen statistischen Fehler, das ist die 95prozentige Vertrauensgrenze.

Die Cs-137-Aktivität im Fischfleisch wurde ebenfalls aus dem Glührückstand der Proben, und zwar gasmaspektrometrisch — wie bereits erwähnt — mit einem 512-Kanal Analysator unter Verwendung eines 3" x 3" Tl-aktivierten NaJ-Kristalles festgestellt. Unter Berücksichtigung der Entnahmezeit, der Proben-

menge und der Tatsache, daß Cs-137 rund 92% Gammastrahlung emittiert, während der Rest auf Betastrahlung entfällt, konnte die Gesamt($\beta + \gamma$)-Aktivität für Cs-137 in pCi/g Asche angegeben werden.

Meßergebnisse und Diskussion

1. Gesamt- β -Aktivitätskonzentrationen im Wasser

Im Fuschlsee blieben die Aktivitätskonzentrationen in Übereinstimmung mit anderen Oberflächengewässern bisher stets unter dem von der ICRP festgelegten maximal zulässigen Wert von 100 pCi/l (15), weshalb man bewußt auf Einzelnuklidbestimmungen verzichtete und nur die Gesamt($\alpha + \beta$)-Aktivität sowie die Kalium- und Restaktivität ermittelte. Überdies zeigte es sich, daß der α -Anteil in allen Wasserproben vernachlässigbar klein war. Um bei dem umfangreichen vorliegenden Meßmaterial einen Überblick über den Aktivitätsverlauf im Fuschlsee in Abhängigkeit von der Zeit, Jahreszeit, Wassertiefe, den atmosphärischen Kernwaffenversuchen des Auslandes, der Wassertemperatur und den Niederschlägen gewinnen zu können, wurden die Ergebnisse in drei verschiedenen Darstellungen zusammengefaßt.

Tabelle 1

Gesamt- β - und Kaliumaktivitätskonzentration im Fuschlsee bei Fuschl (0,5 m Tiefe), β -Aktivität von Niederschlägen in pCi/l sowie Jahressumme der Bodenbelastung in mCi/km² in Salzburg von 1960 bis 1966

Legende: A = Durchschnittswert, A_{min} = Minimalwert, A_{max} = Maximalwert in pCi/l

Entnahmezeit	Gesamt- β -Aktivität			Kaliumaktivität			Mittelwert der β -Aktivität von Niederschlägen	Jahressumme der Bodenbelastung
	A	A _{min}	A _{max}	A	A _{min}	A _{max}		
1960	4	(< 3—6)	0,4	(0,2—0,5)	—	—	—	
1961	4	(< 3—14)	0,1	(< 0,1—0,5)	622 (IX-XI)	64,6 (IX-XI)		
1962	12	(4—18)	< 0,2	(0,1—0,9)	1066	1293		
1963	29	(10—76)	< 0,2	(0,1—0,2)	1131	1283		
1964	12	(6—22)	0,2	(0,1—0,3)	309	391		
1965	5	(4—7)	0,3	(0,2—0,4)	56	61,6		
1966	3,5	(< 3—5,1)	0,3	(0,2—0,5)	25	41,1		

Anmerkung: Die Durchschnittswerte wurden stets aus 12 Messungen ermittelt.

Tab. 1 erlaubt zunächst eine knappe Übersicht über die beim Orte Fuschl in 0,5 m Tiefe festgestellten Aktivitätswerte. Die große Zahl der seit Januar 1960 bis heute dort regelmäßig um den 15. jeden Monats entnommenen und frühestens drei Tage darauf ausgewerteten Proben rechtfertigt die Bildung von Jahresdurchschnittswerten für die Gesamt- β - und Kaliumaktivitätskonzentration. Gleichzeitig sind die jährlichen Maximal- und Minimalwerte bis 1966 angeführt. In den beiden letzten Spalten findet man die Jahresmittelwerte der β -Niederschlagsaktivität in pCi/l für die nahegelegene Stadt Salzburg sowie die zugehörigen Jahressummen der Bodenbelastung in mCi/km². Diese Werte für die Niederschlagsaktivitäten von Salzburg sind aus den in den Berichten „Radioaktivitätsmessungen in Österreich“ (3, 4, 5, 20, 21, 22) enthaltenen Angaben errechnet worden. Da für Fuschl selbst keine Meßwerte über die Aktivität von Niederschlägen vorliegen, klimatisch aber die Stadt Salzburg und das benachbarte Fuschlseegebiet hinsichtlich der atmosphärischen Verhältnisse und der mittleren Niederschlagsmengen sowie deren Verteilung einen ähnlichen Charakter aufweisen (m. N. für Fuschl = 1674 mm, m. N. für Salzburg = 1336 mm [14]), werden sich auch die korrespondierenden Aktivitätswerte nur wenig voneinander unterscheiden.

Obwohl im allgemeinen weder diskontinuierliche Probenahmen, die Zufallsergebnisse darstellen können, noch Gesamt- β -Aktivitätsmessungen allein – wegen der mit zunehmendem Alter sich zugunsten der langlebigen, gefährlichen Radionuklide wie Sr-90 und Cs-137 ändernden Spaltproduktzusammensetzung – als repräsentativ für den Zustand einer Entnahmestelle anzusehen sind, gestattet Tab. 1 dennoch eine Reihe grundsätzlicher und aufschlußreicher Aussagen.

Im Jahre 1960 war die Aktivitätskonzentration im Fuschlsee nur sehr gering, der Durchschnittswert der Gesamt- β -Aktivität von 4 pCi/l wie auch der Maximalwert von 6 ± 2 pCi/l lagen nur wenig über dem natürlichen Strahlungspegel. Die kleinen Restaktivitäten sind auf die Auswirkung der Kernwaffenversuchsserie von 1957/58 und teilweise auf die 1960 in der Sahara gezündeten drei französischen Kernexplosionen von geringer Stärke zurückzuführen. Auch die Jahresmittel der Niederschlagsaktivität wie die Jahressummen der pro km² zugeführten Aktivität waren entsprechend niedrig. 1961 stieg der Maximalwert infolge der im September d. J. von der UdSSR neuerlich aufgenommenen Kernwaffenversuche auf 14 ± 2 pCi/l im Dezember an, der Jahresdurchschnitt blieb jedoch wegen des weiteren Abklingens der Spaltprodukte in der Atmosphäre von 1957/58 bei 4 ± 2 pCi/l. Mit der intensiven Fortsetzung der Atombombentests seitens der USA und UdSSR im Jahre 1962 erhöhte sich der Durchschnittswert auf 12 ± 2 pCi/l, der Maximalwert auf 18 ± 2 pCi/l und 1963 wurden Spitzenwerte von 29 ± 2 pCi/l als Jahres-

durchschnitt und 76 pCi/l als absolutes Maximum erreicht, obwohl bereits Ende Dezember 1962 die Kernwaffenversuche gestoppt worden waren; aber die großen Mengen von Spaltprodukten, die durch Atombombentests in die Atmosphäre gelangen, werden nur allmählich mit Niederschlägen aus ihr wieder ausgewaschen und kommen zur Erdoberfläche und in die Gewässer zurück. 1964, 1965 und 1966 war im Fuschlsee jedoch wieder ein stärkeres Abklingen der Aktivität zu beobachten; die Maximalwerte sanken während dieses Zeitabschnittes von 22 auf 7 bzw. 5 pCi/l, die Durchschnittswerte der Gesamtaktivität fielen sogar von 12 auf 5 bzw. 3,5 pCi/l ab.

Ein ganz ähnliches Verhalten spiegelt sich in weit stärkerem Maße in den Niederschlagsaktivitäten wider, deren entsprechende Werte für 1961, 1962, 1963, 1964, 1965 und 1966 622, 1066, 1161, 309, 56 und 25 pCi/l betragen. Damit ist die Herkunft der Fallout-Aktivität im Fuschlsee aus der Aktivitätszufuhr mit den Niederschlägen bestätigt.

Im Gegensatz zu den Untersuchungsergebnissen an deutschen Trinkwasserstauseen (11) waren im Fuschlsee keine erhöhten Aktivitäten gegenüber Fließgewässern allgemein zu beobachten. Ganz im Gegenteil zeigte der Fuschlsee wie übrigens auch der Bodensee stets niedrigere Aktivitätswerte als alle anderen überwachten Fließgewässer (6, 9). Besonders deutlich tritt dies bei den oft sehr kleinen Minimalwerten, aber auch bei den Durchschnittswerten der Gesamt- β -Aktivität in Erscheinung. Die Erklärung dürfte darin zu finden sein, daß in Fließgewässern besonders der mineralische Schwebstoffgehalt, an den die Aktivität großenteils gebunden wird, beträchtlich höher ist als im ruhenden Seewasser. Außerdem bietet die natürliche Biozönose in einem See möglicherweise ein ausgeglicheneres Verhalten zwischen den Wasserorganismen und auch Sedimenten, als dies für künstliche Trinkwasserstauseen zutreffen mag. Über die Nahrungskette von den niedrigsten Algen bis zu den Fischen wird ebenso wie von den am Seeboden reichlich abgelagerten Sedimenten ein Großteil der in den See eingebrachten Radioaktivität durch Adsorption, Absorption, Assimilation und Ionenaustausch gebunden, womit gleichsam ein „natürliches Selbstreinigungsvermögen“ des Seewassers gewährleistet ist. Darauf deuten auch die relativ starken Aktivitätsschwankungen des Fuschlseewassers innerhalb kurzer Zeiträume, beispielsweise in den Jahren 1962/63 (Abb. 3) hin.

Maximalwerte der Aktivitätskonzentration traten durchwegs — wie auch in anderen Oberflächengewässern — nach stärkeren Niederschlägen auf. Das im Fuschlsee bei Fuschl am 17. Januar 1963 gefundene absolute Maximum von 76 pCi/l läßt sich damit erklären, daß beim Aufhacken der damals 13 cm starken Eisdecke des zugefrorenen Sees, auf der sich zusätzlich eine Schneedecke von 10 cm befand, ein Teil des Schmelzwassers, in dem die Fallout-Aktivität wegen der fehlenden Verdünnung mit Seewasser konzentriert vorlag, mit in die

Wasserprobe gelangte (8). Schließlich geht aus Tab. 1 noch hervor, daß die natürliche Aktivität im Fuschlsee, die praktisch durch die Kaliumaktivität repräsentiert wird, nur sehr schwach und stets kleiner als 1 pCi/l ist und nur sehr geringe Schwankungen aufweist.

Abb. 2 bringt eine graphische Darstellung aller Meßergebnisse für das Tiefenprofil an der vorgesehenen Trinkwasserentnahmestelle bei Boje I bzw. Boje II während des Untersuchungszeitraumes 1962 bis 1966. Auf der x-Achse sind die Aktivitätskonzentrationen in pCi/l für die jeweilige Entnahmezeit (y-Achse) in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe (z-Achse) – gemessen ab der Wasseroberfläche – aufgetragen. Ferner wurden im Falle von gleichzeitig vorgenommenen Messungen der Wassertemperatur die erhaltenen Resultate für das Tiefenprofil in Celsiusgraden vermerkt.

Aus Abb. 3 dagegen läßt sich der zeitliche Verlauf der β -Aktivitätskonzentration bei Boje I bzw. Boje II für die Wasseroberfläche (0,5 m Tiefe) und speziell für die geplante Entnahmetiefe von 40 m (grau gerastert) ablesen und vergleichen. Da die zeitlich entsprechenden Meßwerte für Wasserproben aus 0,5 m Tiefe von Fuschl einerseits und der geplanten Trinkwasserentnahmestelle im westlichen Seebecken andererseits gut übereinstimmen und in beiden Fällen allein durch den Fallout verursacht waren, ist die Aktivitätskurve für das Oberflächenwasser an der Trinkwasserentnahmestelle durch Meßwerte, die von Januar 1960 bis Juni 1962 und ab Mai 1966 bis Dezember 1966 bei Fuschl ermittelt wurden, ergänzt. Dies geschah auch für jene Monate, in denen eine Probenentnahme bei Boje I bzw. Boje II infolge schwacher Eisdecke unmöglich war; daher findet man in Abb. 2 beispielsweise das beim Orte Fuschl gemessene Maximum von 76 pCi/l im Januar 1963.

Um die Verteilung der β -Aktivität im Tiefenprofil des Fuschlsees verstehen zu können, ist es erforderlich, die unter dem Einfluß der jahreszeitlichen Temperaturschwankungen der Luft auftretenden Schichtungs- und Zirkulationsvorgänge in einem stehenden Gewässer zu berücksichtigen. Bekannterweise bilden sich in den Sommermonaten im allgemeinen drei charakteristische Wasserschichten aus, nämlich das mehr oder weniger gleichmäßig warme Epilimnion – die Oberschicht –, darunter eine Schicht mit starkem Temperaturprung – das Metalimnion oder die Sprungschicht – und schließlich die annähernd gleichmäßig temperierte Tiefenschicht von ungefähr 4 °C, das Hypolimnion.

Erreichen durch die spätherbstliche Abkühlung auch das Oberflächenwasser sowie die darunterliegenden Schichten 4 °C, wird das ganze Seewasser durchmischt. Es tritt die Herbstzirkulation ein und hierauf kommt es zu einer umgekehrten winterlichen Schichtung (28). Wesentlich ist nun, daß während der Zeit der ausgeprägten Temperaturschichtung kaum ein Austausch der Wassermassen

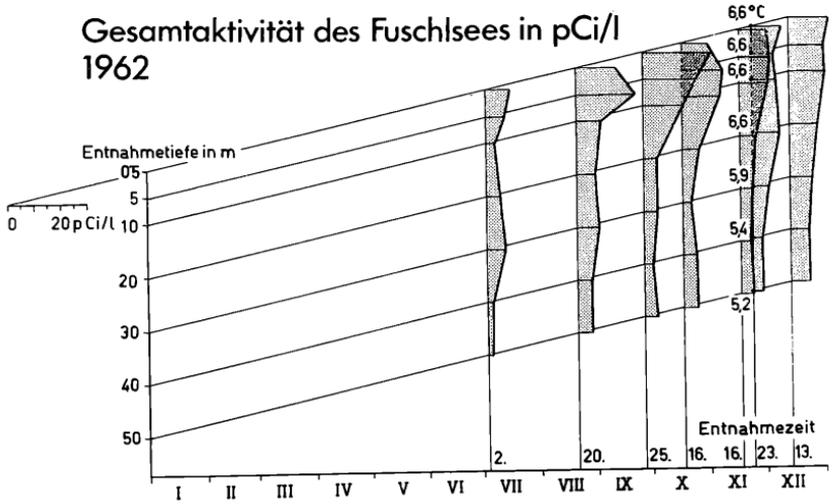


Abbildung 2 a

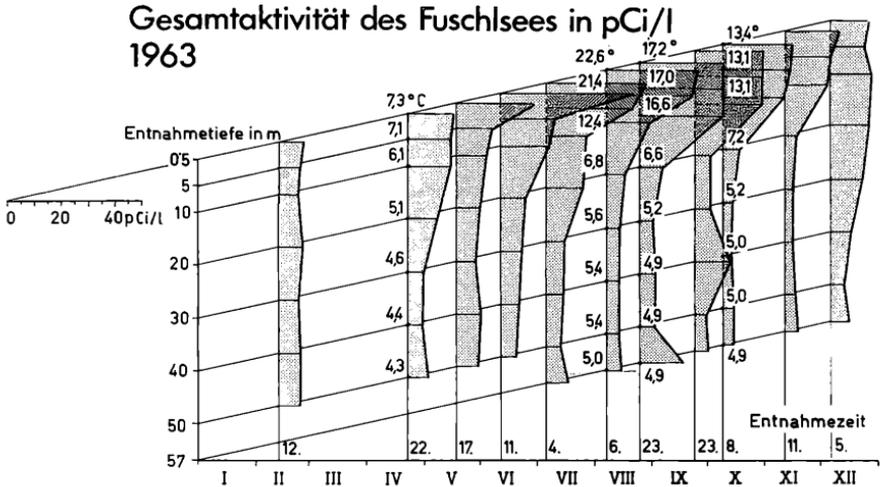


Abbildung 2 b

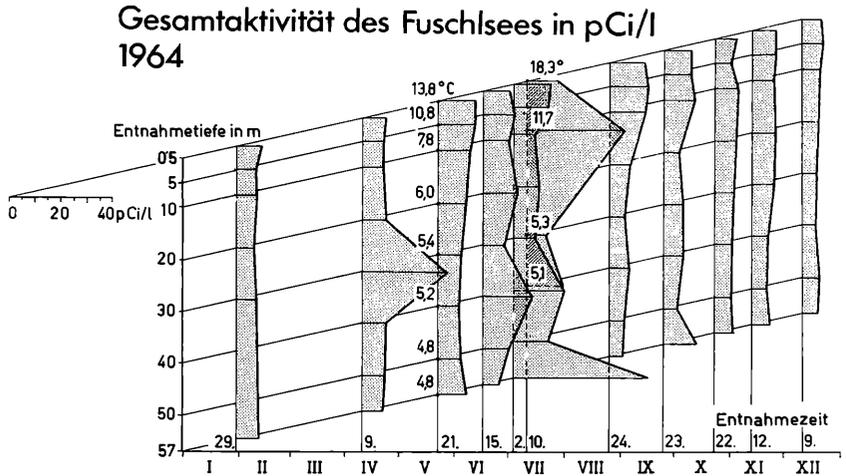


Abbildung 2 c

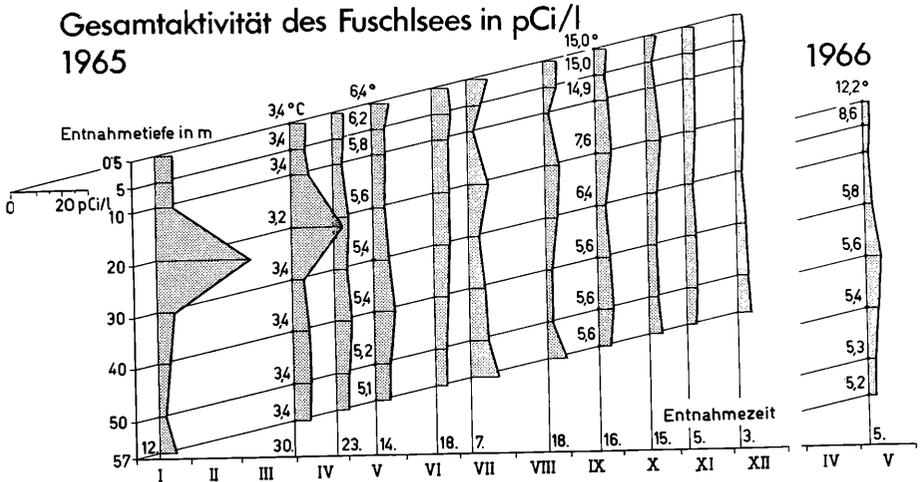


Abbildung 2 d

zwischen Epi- und Hypolimnion und somit auch kein Übertritt von gelöstem radioaktiven Falloutmaterial aus dem Epilimnion in die Tiefe stattfinden kann. Das Metalimnion wirkt dann gewissermaßen als Sperrschicht. Während der Zirkulationszeiten entfällt allerdings die Sperrwirkung. Bedeutsam ist andererseits, daß die Einschichtung von Niederschlägen in einen See im wesentlichen nach thermischen Grundsätzen vor sich geht; Niederschläge schichten sich ähnlich wie Flüsse beim Durchströmen von Seen in jene Tiefen ein, deren Temperatur ihrer eigenen entspricht, wodurch höhere Aktivitäten auch im unteren Epilimnion und eventuell Metalimnion vorkommen können (38 pCi/l in 10 m Tiefe am 10. Juli 1964). Beim Durchgang durch warme Wasserschichten erfolgt jedoch gleichzeitig ein Wärmeaustausch und eine leichte Erwärmung der feinverteilten Niederschlagströpfchen (19).

Aus Abb. 2 kann man somit entnehmen, daß sich die mit dem Fallout zugeführten Aktivitäten zunächst in das Epilimnion einschichten, wo sie besonders in den Jahren 1962/63 ausgeprägte Aktivitätsmaxima hervorgerufen haben. Im Metalimnion trat – von wenigen Ausnahmen abgesehen – im allgemeinen parallel mit abnehmender Temperatur ein Aktivitätsabfall ein und im Hypolimnion, unter 20 m Wassertiefe, herrschten bei relativ konstanter Temperatur zumeist geringe Aktivitätswerte vor. Nur knapp über dem Seeboden in 57 m Tiefe konnten des öfteren kleine Aktivitätserhöhungen nachgewiesen werden. Interessanterweise stimmen diese im Fuschlsee für β -Aktivitäten beobachteten Ergebnisse gut mit jenen, die HABERER und BERNHARDT (12) für dasselbe Jahr 1963 in Deutschland an der Wahnbachtalsperre (Trinkwasserversorgung des Bonner Raumes) für γ -Aktivitäten ermittelt hatten, überein. Während aber die erhöhten γ -Aktivitäten knapp über dem Sperrgrund als Mn-54, das aus dem Kapselmaterial der Atombomben stammen dürfte (1), identifiziert wurden, handelte es sich im Fuschlsee um β -Strahler. Da die Eindampfrückstände der Wasserproben aus 57 m Tiefe stets schwerer als solche aus geringeren Wassertiefen waren, ist anzunehmen, daß vermutlich durch die Probenahme etwas Bodensediment aufgewirbelt wurde und darin adsorbierte Radioisotope mit zur Messung gelangten. Auf diese Weise könnte der hohe Aktivitätswert vom Juli 1964 erklärt werden.

Mit zunehmendem Zeitabstand vom Stopp der intensiven Kernwaffenversuche 1961/62 sanken auch die Aktivitätswerte im Laufe der Jahre 1964 bis 1966 weitgehend ab und die Unterschiede zwischen den Meßwerten im Epi-, Meta- und Hypolimnion waren nur sehr klein. Ganz ähnliche Verhältnisse, nämlich geringe Aktivitätsunterschiede im Tiefenprofil, konnte man zu Zeiten der Seenumwälzung infolge Temperaturgleichheit im gesamten Wasservolumen bis zum Seeboden wahrnehmen, da die Vollzirkulationen von einem Aktivitätsausgleich begleitet waren. Jedoch auch hier findet man einige Aus-

nahmen wie Werte von 33 pCi/l in 30 m Tiefe am 9. April 1964, dann 20, 19 und 14 pCi/l in 40 m Tiefe am 15. Juni, 2. und 10. Juli 1964 und schließlich 36 pCi/l bzw. 20 pCi/l in 20 m Tiefe für den 12. Januar bzw. 30. März 1965. Für alle Ausnahmen ist charakteristisch, daß entweder am Entnahmetag oder aber am Vortag, frühestens jedoch am zweiten Vortag der Probenahme Niederschläge verzeichnet wurden. Die erhöhten Aktivitätswerte in größeren Tiefen, auch jener von 14 pCi/l in 40 m Tiefe – gemessen am 23. September 1963 – lassen sich demnach vor allem durch rascher sedimentierende Aktivitätsträger, das heißt absinkende und in bezug auf das umgebende Wasser spezifisch schwerere Teilchen, an die sich Aktivität aus dem Niederschlag angereichert hatte und die bei der Probenahme miterfaßt wurden, erklären. Teilweise mögen auch die Einschichtung von kalten Niederschlägen in entsprechende Seetiefen und vielleicht Strömungsvorgänge im Fuschlsee (23) dafür verantwortlich sein. Dafür spricht, daß die Bayerische Biologische Versuchsanstalt in München, der in den meisten Fällen gleichzeitig entnommene Wasserproben zur Messung zugesandt wurden, die angeführten Maximalwerte in größeren Tiefen für den 9. April und 15. Juni 1964 ebenfalls verzeichnete, für den 12. Juli 1964, 12. Januar und 30. März 1965 dagegen keine erhöhten Aktivitäten feststellte (18). Wenn eine homogene Lösung ohne absinkende sedimentierende Partikelchen vorläge, müßte man die Spitzenwerte in allen Parallelproben wahrnehmen. Vereinzelt auftretende erhöhte Aktivitätswerte in größeren Seetiefen konnten auch von anderen Autoren vor allem im Bodensee, der ebenfalls zur Trinkwasserversorgung herangezogen wird, nachgewiesen werden (19, 29). Da bei einer eventuellen Trinkwasserversorgung aus dem Fuschlsee zumindest eine mechanische Grob- und Feinsandfilterung vorgesehen ist, würden die an sedimentierende Teilchen gebundenen Aktivitäten durch den Filterungsprozeß aus dem Rohwasser entfernt und damit keine wesentliche Gefahr mehr bedeuten. Etwas problematischer bezüglich einer Trinkwasserentnahme, wenn auch bisher absolut nicht gefährlich, wirkt sich die während des Spätherbstes und Frühlings auftretende Vollzirkulation im See aus. Auf der einen Seite erfolgt wohl eine Abnahme der gelösten Aktivität im Epilimnion wegen der Verdünnung mit dem Tiefenwasser, auf der anderen Seite verteilt sich die Kontamination gleichmäßig über das gesamte Seevolumen. Speziell darauf müßte man bei der Trinkwasserversorgung aus einem See im Katastrophenfall Rücksicht nehmen. Aus Untersuchungen von BERNHARDT und HABERER (2) ist zu entnehmen, daß im Katastrophenfall bei einer umfangreichen Kontamination mit frischen Spaltproduktgemischen eine akute Gefahr vor allem während der Winterszeit in den ersten 50 Tagen besteht. Sie würde hauptsächlich durch J-131 hervorgerufen. In diesem besonderen Falle wäre außer der Sandfilterung eine zusätzliche Dekontamination durch Flockung zum Beispiel mit Eisen-III-

Salzen zu empfehlen, wodurch eine zufriedenstellende Verminderung der Aktivität zu erwarten ist. Außerdem könnten als Folge einer Trinkwasserentnahme auch Strömungsvorgänge auftreten, die eine leichte Änderung der Aktivitätsverteilung mit sich brächten (23). Nähere Aussagen darüber wären aber erst nach Fertigstellung des Trinkwasserprojektes möglich.

AKTIVITÄTSKONZENTRATION IM FUSCHLSEE 1960-66

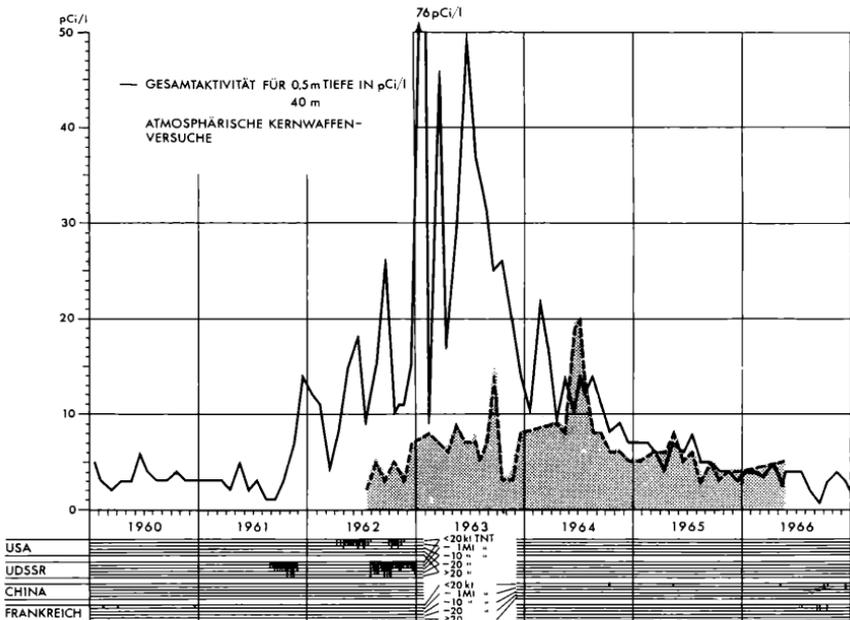


Abbildung 3

Abb. 3 bringt zum Ausdruck, daß die in 0,5 m Tiefe entnommenen Wasserproben aus dem Fuschlsee sehr stark dem Einfluß des Fallout unterworfen sind. Dies trifft – im Gegensatz zu den durch darüberliegende Bodenschichten guten Rückhaltevermögens geschützte Grundwasser – im allgemeinen für alle Oberflächenwasser wie Seen, Talsperrenwasser und Flüsse zu. Die schützende Bodenschicht fehlt hier und die große Oberfläche ist einer Kontamination durch radioaktive Niederschläge besonders ausgesetzt. Es zeichnet sich deutlich die relativ starke, wenn auch bisher durchaus nicht gefährliche Erhöhung der

Aktivitätswerte mit dem Einsetzen der Kernwaffenversuche, ihr weiteres Ansteigen mit der Fortführung der Tests und das allmähliche Abklingen der Aktivität im Laufe von drei bis vier Jahren nach dem Stopp der intensiven Testserien ab. Die Aktivitätsmaxima wurden im Jahre 1963 erzielt, wo nach heftigen Niederschlägen Spaltprodukte aus der Atmosphäre ausgewaschen und in den See eingebracht worden sind. Es soll jedoch bereits hier klargestellt werden, daß auch Grund- und Quellwässer die Einwirkungen des Fallout zeigen, wenn die vom Wasser durchquerten Gesteins- und Bodenschichten kein gutes Rückhaltevermögen besitzen. Messungen der Bayerisch Biologischen Versuchsanstalt an Salzburger Quellwässern wie etwa der Fürstenbrunnquelle, der Rosittenquelle und Veichtlbruchquelle haben ergeben, daß in diesem Trinkwasser die Toleranzkonzentration von 10 pCi/l des öfteren überschritten wurde, und zwar vorwiegend im Jahre 1963 (18). Dies ist mit der schlechten Filterwirkung des Kalkgesteins erklärbar. Die maximal zulässige Konzentration von 100 pCi/l für Oberflächenwasser wurde im Fuschlsee in keinem Fall erreicht oder überschritten. Aus dem Kurvenverlauf geht auch hervor, daß die Aktivitätswerte an der Seeoberfläche starke Schwankungen aufwiesen, je nachdem, ob die Wasserproben während oder kurz nach Niederschlägen oder aber während länger dauernden Schönwetters radiologisch überprüft worden sind. Nach längerem Schönwetter wurden relativ kleine Aktivitätskonzentrationen gemessen, da kurzlebige Radioisotope bereits abgeklungen waren, ein anderer Teil in Pflanzen, Tieren oder Sedimenten gebunden und ein weiterer Teil bis in größere Wassertiefen verteilt worden war.

Wasserproben aus 40 m Tiefe zeigen gegenüber den Oberflächenproben wesentlich kleinere Aktivitätskonzentrationen und weiters viel geringere Schwankungen. Der Gang mit dem Fallout macht sich nur wenig bemerkbar, das Vorhandensein einer Sprungschicht übt eine ausgleichende Wirkung aus. Das absolute Aktivitätsmaximum betrug 20 pCi/l für die Wassertiefe von 40 m. Aus dem Vergleich der Meßwerte für 0,5 m und 40 m Tiefe der insgesamt untersuchten Tiefenprofile ergibt sich, daß die Aktivitätskonzentration der Oberflächenwasserproben im Mittel um 112% höher lag als der Proben aus 40 m Tiefe.

2. Spezifische β -Aktivität in Wasserorganismen

Ebenso wie Art und Menge an hydrobiologischem Material Aufschluß über den Reinheitsgrad eines Gewässers zu geben vermögen, ist auch die Höhe der Anreicherung von Radionukliden, die durch Nahrungsaufnahme, durch Adsorption, Adsorption und Ionenaustausch in Wasserorganismen erfolgt, ein Maß für den radioaktiven Zustand eines Gewässers.

Im Fuschlsee boten sich an Wasserorganismen vor allem Plankton, Fische und in geringem Maße Grünalgen an.

Phyto- und Zooplankton

Das Netzplankton des Fuschlsees ist nach KUHN (16, 17) mengenmäßig nicht allzu zahlreich. Artmäßig charakterisiert es durch das Vorhandensein einiger weniger Reinwasserformen wie zum Beispiel des Sommerwasserfloh (*Diaphanosoma*) und einer Kieselalge, der Münzenalge (*Cyclotella bodanica*) sowie durch das Fehlen von Formen, die für nährstoffreiche Seen bezeichnend sind, einen oligotrophen, das heißt nährstoffarmen Reinwassersee, der bisher unter keiner Eutrophierung zu leiden hatte. Man findet unter dem Phytoplankton Blaualgen (Cyanophyceen), Geißelalgen (Flagellaten), Kieselalgen (Diatomeen) und Grünalgen (Chlorophyceen), und unter dem Zooplankton vorwiegend Urtierchen (Protozoen), Rädertierchen (Rotatorien) und Kleinkrebse (Crustaceen).

Der Gehalt der im Zeitabschnitt 1962 bis 1966 im Plankton des Fuschlsees beobachteten radioaktiven Stoffe ist in Tab. 2 zusammengestellt. Auch im Plankton kommt, ebenso wie im Seewasser und in den Niederschlägen, die Wirkung der Kernwaffenversuche von 1961/62 unverkennbar zum Ausdruck. Im Jahre 1962 wurde für ein Gemisch von Phyto- und Zooplankton eine relativ hohe Aktivität von 1550 pCi pro Gramm Asche errechnet. Unter der Annahme einer gleichen Aktivitätsverteilung zwischen Phyto- und Zooplankton in den Jahren 1962 und 1963 läßt sich dieser Wert für das Planktongemisch aufschlüsseln, wonach zirka 1950 pCi/g Asche auf Phytoplankton und zirka 1150 pCi/g Asche auf Zooplankton entfallen würden. Auf jeden Fall stieg die Aktivität 1963 noch etwas an und erreichte für Phytoplankton mit 2551 pCi/g Asche das Maximum. Verfolgt man das Verhalten des Phytoplanktons weiter, dann läßt sich ab 1964 ein allmähliches und 1965 ein immer deutlicheres Absinken der Aktivität bis auf 80 pCi/g Asche feststellen. 1966 trat wieder eine leichte Erhöhung auf 199 pCi/g Asche ein. Im Zooplankton waren zwar auch relativ hohe Aktivitäten zu verzeichnen, doch blieb das Aktivitätsmaximum von 1567 pCi/g Asche im Jahre 1963 bzw. 1588 pCi/g Asche im Jahre 1964 etwas unter jenem des Phytoplanktons. Aber bereits im Laufe des Jahres 1964 fiel die Aktivität stärker ab. Das Minimum lag für 1965 bei 93 pCi/g Asche, hierauf erfolgte, ähnlich wie beim Phytoplankton möglicherweise im Zusammenhang mit den vereinzelt chinesischen Atom-bombenversuchen —, ein schwacher Anstieg auf 203 pCi/g Asche. Für die Kaliumaktivität war keine Beeinflussung durch die Kernwaffenversuche wahrzunehmen; sie bewegte sich im Untersuchungszeitraum zwischen 8,7 und 47,5 pCi/g Asche.

Tabelle 2

Aktivitätskonzentration im Phyto- und Zooplankton aus dem Fuschlsee
1962—1966

Planktonart	Entnahmezeit	Gesamt- aktivität in pCi/g Asche	Gesamt- aktivität in pCi/g Trocken- gewicht	Kalium- aktivität in pCi/g Asche
50% Zooplankton und 50% Phytoplankton	25. 9. 1962	1550 ± 322	96 ± 14	—
Zooplankton	8. 10. 1963	1565 ± 88	—	—
Phytoplankton	8. 10. 1963	2551 ± 89	—	47,5
Zooplankton	21. 5. 1964	1588 ± 80	—	14,6
Phytoplankton	21. 5. 1964	2035 ± 68	—	8,7
Zooplankton	10. 7. 1964	790 ± 198	—	22,5
Phytoplankton	10. 7. 1964	1830 ± 99	—	10,8
Zooplankton	14. 5. 1965	93 ± 20	31 ± 7	15,1
Phytoplankton	14. 5. 1965	80 ± 30	44 ± 16	8,9
Zooplankton	16. 9. 1965	211 ± 120	30 ± 17	37,2
Phytoplankton	16. 9. 1965	187 ± 82	23 ± 10	17,4
Zooplankton	5. 5. 1966	203 ± 55	52 ± 14	23,9
Phytoplankton	5. 5. 1966	179 ± 52	32 ± 9	16,8

Tabelle 3

Aktivitätskonzentration in Grünalgen (*Cladophora*) aus dem Fuschlsee
1964—1965

Entnahmezeit	Gesamt- aktivität in pCi/g Asche	Gesamt- aktivität in pCi/g Trocken- gewicht	Gesamt- aktivität in pCi/g Naß- gewicht	Kalium- aktivität in pCi/g Asche
10. 7. 1964	261 ± 7	116 ± 3	16 ± 0,4	6,1
16. 9. 1965	256 ± 11	65 ± 3	3 ± 0,1	27,4

Grünalgen

Mangels ausreichenden Materials konnten nur zwei Untersuchungen an Grünalgen durchgeführt werden. Die Ergebnisse sind in Tab. 3 dargestellt und lassen erkennen, daß sowohl 1964 wie 1965 ungefähr gleich hohe Aktivitätswerte von 261 bzw. 256 pCi/g Asche vorlagen, das heißt, daß in den Algen keine so merkbare Abnahme wie im Plankton vor sich ging, was vielleicht mit der Stellung in der Nahrungskette erklärbar ist. Das einfach aufgebaute Plankton gleicht sich den Aktivitätsschwankungen in höherem Maße an. Allerdings sind zwei Messungen zu wenig, um eine bindende Aussage machen zu können. Der Kaliumgehalt war für beide Proben sehr klein, nämlich 6,1 und 27,4 pCi/g Asche.

Fische

Bei den Fischen, den höchstentwickelten hydrobiologischen Formen innerhalb der Nahrungskette, war bei oberflächlicher Beobachtung keine merkliche Anreicherung der β -Aktivität in Abhängigkeit vom Fallout weder im Fischfleisch noch im Skelett zu beobachten (Tab. 4 a). Ähnliche Aussagen liegen auch aus anderen Gewässern wie zum Beispiel dem Bodensee vor (19, 30).

Die Schwankungen hinsichtlich der Gesamt- β -Aktivität reichten im Fischfleisch — bis auf eine Ausnahme — von 248 (Rotaugen) bis 371 pCi/g Asche (Saiblinge), wobei sich beide Werte auf den Mai 1964 beziehen. 1963 wurde für Saiblinge eine Aktivität von 364 pCi/g Asche ermittelt und 1966 betrug sie für die gleiche Fischart noch immer 310 pCi/g Asche. Nur Barsche machten — wie bereits erwähnt — mit einem Maximum von 722 pCi/g Asche im Mai 1965 eine Ausnahme; im Mai 1966 stellte man jedoch auch für sie nur mehr einen Wert von 313 pCi/g Asche fest. Allerdings hatten die zuletzt zur Messung gelangten Barsche nur eine Länge von 13 cm. Wesentlich höhere Unterschiede als bei Gesamtaktivitäten waren bei den Kaliumaktivitäten zu vermerken. Der Minimalwert von 75,1 pCi/g Asche wurde an Reinanken im Mai 1965, der Maximalwert von 228,6 pCi/g Asche für die Kaliumaktivität an Schleien im Juli 1964 wahrgenommen. Das führte schon früher zu der Vermutung, daß in den Muskeln der Fische nach länger andauernden Kernwaffenversuchen eine allmähliche Anreicherung eines längerlebigen Radioisotops anstelle von Kalium — wegen der wenig veränderten Gesamtaktivität — stattfinden könnte und daß es sich voraussichtlich um das chemisch verwandte Cs-137-Isotop handelt (9). Der Nachweis hiefür konnte auch, wie unten näher ausgeführt, erbracht werden.

Tabelle 4

Aktivitätskonzentration in Fischen aus dem Fuschlsee 1962—1966

a) Fleisch

Fischart	Entnahmezeit	Gesamtaktivität in pCi/g Asche	Gesamtaktivität in pCi/g Trockengewicht	Gesamtaktivität in pCi/g Naßgewicht	Kaliumaktivität in pCi/g Asche	Restaktivität in pCi/g Asche	Cs-137 ($\beta + \gamma$) in pCi/g Asche
Saiblinge	3.10. 1963	364 ± 5	20 ± 0,3	4 ± 0,1	164	200 ± 5	—
Saiblinge	21. 5. 1964	371 ± 7	22 ± 0,4	4 ± 0,1	223	148 ± 7	186,1
Rotaugen	21. 5. 1964	248 ± 7	14 ± 0,4	3 ± 0,1	204	44 ± 7	69,0
Schleie	10. 7. 1964	286 ± 8	16 ± 0,4	3 ± 0,1	228,6	57 ± 8	42,6
Barsche	14. 5. 1965	722 ± 10	48 ± 0,7	9 ± 0,1	146	576 ± 10	606,3
Rotaugen	14. 5. 1965	330 ± 12	21 ± 0,8	3 ± 0,1	151	179 ± 12	—
Reinanken	14. 5. 1965	322 ± 7	15 ± 0,3	4 ± 0,1	75,1	247 ± 7	141,4
Saiblinge	16. 9. 1965	337 ± 8	18 ± 0,4	4 ± 0,1	135,8	201 ± 8	132,5
Saiblinge	5. 5. 1966	310 ± 6	17 ± 0,3	4 ± 0,1	142,5	167 ± 6	98,1
Barsche	5. 5. 1966	313 ± 10	19 ± 0,6	4 ± 0,1	210,8	102 ± 10	90,1

b) Skelett

Fischart	Entnahmezeit	Gesamtaktivität in pCi/g Asche	Gesamtaktivität in pCi/g Trockengewicht	Gesamtaktivität in pCi/g Naßgewicht	Kaliumaktivität in pCi/g Asche	Restaktivität in pCi/g Asche
Saiblinge	3.10. 1963	26 ± 4	8 ± 1	4 ± 0,5	17,5	9 ± 4
Saiblinge	21. 5. 1964	25 ± 3	9 ± 1	4 ± 1	18,1	7 ± 3
Rotaugen	21. 5. 1964	26 ± 5	11 ± 2	5 ± 1	13,2	13 ± 5
Schleie	10. 7. 1964	23 ± 3	10 ± 1	5 ± 0,7	7,0	16 ± 3
Barsche	14. 5. 1965	66 ± 7	24 ± 3	9 ± 1	13,8	53 ± 7
Rotaugen	14. 5. 1965	37 ± 8	17 ± 4	6 ± 1	13,8	23 ± 8
Reinanken	14. 5. 1965	24 ± 4	8 ± 1	4 ± 0,6	21,3	3 ± 4
Saiblinge	16. 9. 1965	26 ± 4	8 ± 1	4 ± 0,6	16,4	10 ± 4
Saiblinge	5. 5. 1966	21 ± 4	7 ± 1,4	4 ± 0,8	14,6	6 ± 4
Barsche	5. 5. 1966	24 ± 6	10 ± 2,6	5 ± 1,3	13,1	11 ± 6

Die höchsten Schwankungen zeigten die Restaktivitäten, die Differenzen von Gesamt- und Kaliumaktivität; diese bewegten sich zwischen 44 und 247 pCi/g Asche.

Auch im Skelett von Fischen blieben ähnlich wie im Fischfleisch die Unterschiede in der Gesamt- β -Aktivität im Gegensatz zu den bei Plankton und Grünalgen gefundenen hohen Werten – bis auf eine Ausnahme bei Barschen (Mai 1965) – sehr gering und ließen durchaus keinen Gang mit den Atombombentests erkennen (Tab. 4 b). Die Gesamt- β -Aktivität reichte von 21 pCi/g Asche im Mai 1966 (Saiblinge) bis zu 37 pCi/g Asche im Mai 1965 (Rotaugen). Das Skelett von Saiblingen ergab im Jahre 1963 bzw. 1964 Werte von 26 bzw. 25 pCi/g Asche. Nur bei Barschen wurde im Mai 1965 ein Maximum von 66 pCi/g Asche ermittelt. Faßt man aber auch hier, ähnlich wie bei Fischfleisch, die Unterschiede in der Restaktivität näher ins Auge, so wird – ganz abgesehen von dem hohen Restaktivitätswert von 53 pCi/g Asche im Barschskelett – aus den Durchschnittswerten von 3 bis 23 pCi/g Asche offenbar, daß ein langlebiges Radioisotop im Fischeklett gespeichert wird. Wegen des Kalziumreichtums im Skelett ist hier eindeutig mit einer, wenn auch nicht übermäßig hohen oder gar gefährlichen, so doch leicht extrapolierbaren Akkumulation von Sr-90 zu rechnen. Interessant ist, daß die Maxima der Restaktivität sowohl im Fischfleisch als auch im Fischeklett – abgesehen von den Barschen, aber auch für diese gültig – im Jahre 1965, also im dritten Jahr nach dem Stopp der intensiven Atombombentests, zu verzeichnen waren.

Weiters scheint noch erwähnenswert, daß minimale Rest- β -Aktivitäten im Fischfleisch der Cypriniden wie Rotaugen und Schleien, denen hauptsächlich Bodennahrung und Plankton als Futter dient, andererseits aber im Skelett der Salmoniden wie Saiblinge und Reinanken, beobachtet worden sind. Daraus läßt sich rückschließen, daß die Nahrung der Cypriniden wie auch der Salmoniden, vor allem das Plankton und die Algen, wenig an langlebigen Radioisotopen wie Cs-137, sondern vielmehr kurzlebige Aktivitäten speichern, wodurch die wohl hohe, aber meist nur kurz dauernde Anreicherung in den niedersten Wasserorganismen verständlich wird.

3. Cäsium-137 im Fleisch von Fischen

Aus Tab. 4 a geht hervor, daß erstens ganz beträchtliche Mengen an Cs-137 im Fischmuskel angereichert werden und zweitens die Unterschiede in der Cs-137-Konzentration ganz beachtlich sind, sowohl hinsichtlich der Art der Fische als auch hinsichtlich des Alters bzw. der Länge der Fische und der Entnahmezeit. Ähnliche Ergebnisse liegen auch über Fische aus dem Mälär-See

nahe Stockholm wie aus der Baltischen Bucht von Tvären, Schweden, vor. Obwohl die Zahl der Fischuntersuchungen am Fuschlsee gering war, zeichneten sich doch gewisse bemerkenswerte Eigenschaften in Übereinstimmung mit den Arbeiten der schwedischen Autoren klar ab.

In der Zeitspanne 1963 bis 1966 bewegte sich die Akkumulation von Cs-137 zwischen 42,6 und 606,3 pCi/g Asche. Die geringsten Aktivitäten, nämlich 42,6 und 69 pCi/g Asche waren im Jahre 1964 bei Rotaugen und Schleien zu verzeichnen. 1965 wiesen etwa gleichaltrige Barsche – Perciden – von ebenfalls rund 25 cm Länge eine Cs-137-Aktivität von maximal 606,3 pCi/g Asche auf. Für Salmoniden, die als Zooplanktonfresser anzusprechen sind, fielen die Cäsium-137-Aktivitäten von 1964 bis 1966 nur allmählich von 186,1 auf 98,1 pCi/g Asche ab. Die Cs-137-Aktivität von 90,1 pCi/g Asche, die 1966 an Barschen von 13 cm Länge festgestellt wurde, fügt sich gut in das Gesamtbild ein. Denn einerseits hat wohl von 1964 bis 1966 eine Abnahme in den Aktivitäten stattgefunden, der relativ kleine Wert von 90,1 pCi/g Asche für Barsche ist aber sicherlich auch darauf zurückzuführen, daß sich Barsche unter 20 cm Länge, wie Magenuntersuchungen bewiesen haben (13), im Gegensatz zu den älteren, Fische fressenden Tieren zu mehr als 90% von niederen Crustaceen ernähren.

Bemerkenswert ist ferner der Zusammenhang zwischen der Cäsium-Aktivität im Fischfleisch und der Kaliumaktivität im Wasser. Nach HANNERZ (13) u. a. ist die Akkumulation an Cs-137 im Fischfleisch um so größer, je geringer die Kaliumaktivität des Wassers ist. Da sich günstigerweise schwedische Untersuchungen über die Cs-137-Anreicherungen im Fischfleisch über die Zeit von Juni 1964 bis Dezember 1965 erstreckten und nur der Fallout für die Cäsiumaktivität in Frage kam, ist der Vergleich mit den Resultaten für den Fuschlsee sehr aufschlußreich und bildet eine gute Ergänzung und Bestätigung für die hier beobachteten Meßwerte. HANNERZ fand beispielsweise für Barsche aus dem kaliumreichen BOSÖFJORD mit 50 bis 100 mg K/l Cs-Aktivitäten von 325 pCi/kg Naßgewicht, für solche aus dem MÄLAR-See mit 2,5 bis 3,5 mg K/l Cs-Aktivitäten von zirka 825 pCi/kg Naßgewicht. Für den Fuschlsee mit einem sehr niedrigen Kaliumgehalt von 0,1 bis 1,1 mg K/l ergibt sich durch Umrechnung aus Tab. 4 b für Barsche erwartungsgemäß eine viel höhere Cs-137-Aktivität, nämlich 7558 pCi/kg Naßgewicht, für die übrigen Fische dagegen 450 bis 2000 pCi/kg Naßgewicht. Es ist außerdem noch zu bemerken, daß bei den schwedischen Untersuchungen die Proben bei 650 °C verascht wurden, einer Temperatur, bei der schon beträchtliche Cs-Verluste wegen des ab 450 °C ansteigenden Dampfdruckes auftreten.

4. Spezifische β -Aktivität in Sedimenten

Schlammablagerungen in einem See erlauben noch nach vielen Jahren Aussagen über die im Gewässer stattgefundenen Vorgänge, insbesondere über die Speicherung von radioaktivem Material. Eine Anreicherung im Sediment kommt dadurch zustande, daß erstens die abgestorbenen Organismen des Sees, wie Plankton, Algen usw., mit der in ihnen inkorporierten Aktivität auf den Seeboden absinken, dort abgelagert und mineralisiert werden, zweitens zusammen mit organischen auch anorganische aktive Schwebestoffteilchen sich absetzen und zur Sedimentbildung beitragen und drittens der Schlamm aus dem umgebenden Wasser gelöste aktive Salze adsorbiert und akkumuliert. Allgemein konnte festgestellt werden, daß unterhalb Boje I und Boje II niemals Faulschlamm anzutreffen war, das heißt, daß dem Seeboden stets genügend Sauerstoff zur Verfügung stand.

Die Ergebnisse für Schlamm- bzw. Sedimentproben aus dem Fuschlsee sind in Abb. 4 wiedergegeben. Aus der Art der Darstellung kann man die

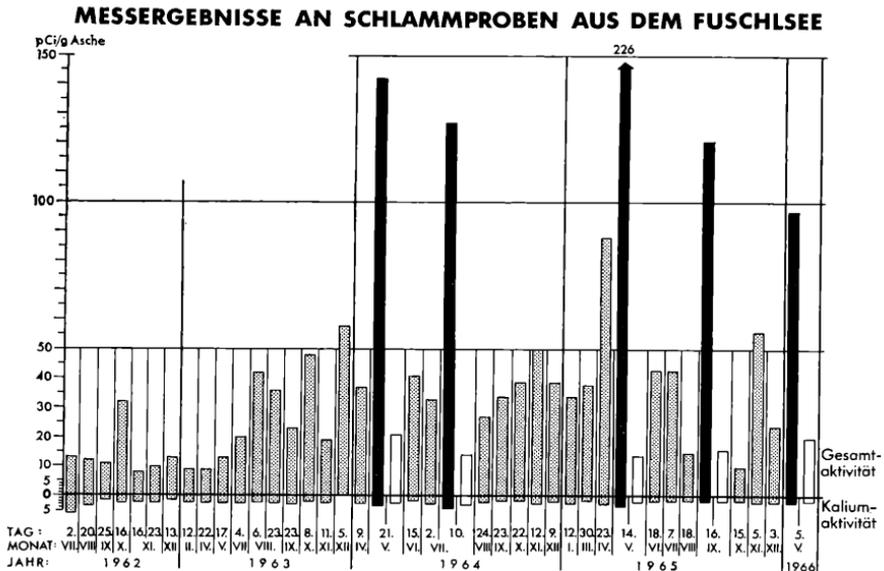


Abbildung 4

Entnahmezeiten für die Proben, deren Gesamt- β -Aktivität und unter der Zeitachse die Kaliumaktivität in pCi/g Asche ersehen. Ferner gestattet das Diagramm die Unterscheidung zwischen „Mischproben“, die einen Querschnitt durch die oberen 10 cm der Schlammsschichte des Seebodens repräsentieren, zwischen „Oberflächenproben“ aus der obersten, zirka 1 cm dicken Schlammsschichte und der Sedimentablagerung aus 8 bis 10 cm unter dem Seeboden.

Man erkennt zunächst, daß sich die Kaliumaktivität von 1962 bis 1966 praktisch kaum änderte. Der Durchschnittswert betrug 2,3, das Minimum 1,4 und das Maximum 6 pCi/g Asche. Die Gesamt- β -Aktivität war im Zusammenhang mit den Kernwaffenversuchen viel stärkeren Schwankungen unterworfen. Die höchste Anreicherung wies erwartungsgemäß der „Oberflächenschlamm“, der das jüngst abgesetzte radioaktive Material enthielt, auf. In ihm sind offenbar langlebige wie auch kurzlebige Aktivitäten vorzufinden. Erwähnenswert scheint, daß das absolute Maximum – ebenso wie bei den Fischen – im Jahre 1965 mit 226 pCi/g Asche zu verzeichnen war. Dies gibt bereits einen Fingerzeig, daß auch im Sediment bevorzugt langlebige Radioisotope wie zum Beispiel Cs-137 und vermutlich Sr-90 angereichert werden. 1966 war wieder ein deutliches Abklingen bis auf 97 pCi/g Asche im Mai gegenüber 142 pCi/g Asche im gleichen Monat des Jahres 1964 festzustellen.

Die aus 8 bis 10 cm unter dem Seeboden stammenden Sedimentproben, die völlig mineralisiert und wesentlich früheren Zeitpunkten zuzuordnen waren, zeigten viel kleinere Mengen an akkumulierter Aktivität. Die Werte schwankten zwischen 14 und 21 pCi/g Asche, wobei 21 pCi/g Asche im Jahre 1964, 14 für 1964 und 1965 und 1966 20 pCi/g Asche ermittelt wurden. Wenn man überhaupt aus der geringen Zahl der Messungen Schlüsse ziehen darf, so diese, daß die Sedimente am Seeboden anscheinend wenig bewegt und durchmischt werden. Weiter ist anzunehmen, daß sich in ihnen die früher aufgetretenen radioaktiven Vorgänge in der Atmosphäre wie auch im Wasser zeitgetreu widerspiegeln. Welche Schichttiefen einem bestimmten Jahr zuzuordnen sind, kann allerdings aus den bisherigen Messungen nicht ausgesagt werden.

Die „Mischproben“ schließlich, die eine 10 cm dicke Schichte annähernd gleichmäßig erfassen, machen in verringertem Maße den Rhythmus des Aktivitätsverlaufes der oberflächlichen Sedimentschicht mit. Bei diesen Proben geben die höher aktiven oberen Schlammsschichten mit starken Aktivitätsschwankungen gegenüber den unteren Schlammsschichten mit nur geringen Differenzen in der Aktivitätskonzentration den Ausschlag. Der Maximalwert für diese Mischproben trat auch hier im Jahre 1965 mit 88 pCi/g Asche auf, während sonst die Aktivitäten zwischen 8 bis 58 pCi/g Asche schwankten. Die Durchschnittswerte betragen hier für 1962 14, für 1963 28, für 1964 38 und für 1965 39 pCi/g Asche.

Zusammenfassung

Im Fuschlsee fanden von 1960 bis 1966 umfangreiche Untersuchungen über das Verhalten des radioaktiven Fallout in verschiedenen Wassertiefen, in Wasserorganismen und Sedimenten, aber auch über die natürliche Radioaktivität statt.

Die an der Oberfläche beim Orte Fuschl sowie vor allem bei der vorgesehenen Trinkwasserentnahmestelle gewonnenen Rohwasserproben wiesen eindeutig einen dem unterschiedlichen Fallout entsprechenden zeitlichen Verlauf auf. Parallel mit dem Beginn der Kernwaffenversuchsserie im September 1961 und deren Fortsetzung bis Dezember 1962 stieg bei gleichzeitiger starker Zunahme der β -Aktivität in den Niederschlägen die Gesamt- β -Aktivität im Oberflächenwasser von teils weniger als 3 pCi/l bis auf maximal 76 pCi/l im Jänner 1963 an, um dann allmählich wieder auf durchschnittlich 3,5 pCi/l im Jahre 1966 abzusinken. Die Aktivitätskonzentrationen der aus 40 m Tiefe — der geplanten Trinkwasserentnahmetiefe — stammenden Rohwasserproben zeigten einen weit ausgeglicheneren Verlauf. Zeitweise konnten aber auch in dieser Tiefe höhere Aktivitäten bis zu maximal 20 pCi/l nachgewiesen werden, die vermutlich auf sedimentierende Sinkstoffe zurückzuführen waren. Aus den bisherigen Beobachtungen geht hervor, daß die Aktivitätskonzentration an der Seeoberfläche durchschnittlich um 112% höher war als in 40 m Tiefe. Die natürliche Aktivität im Fuschlsee, hauptsächlich durch die Kaliumaktivität repräsentiert, war sehr gering und betrug stets weniger als 1 pCi/l.

Den Messungen zufolge darf man schließen, daß die mit dem Fallout, insbesondere mit den Niederschlägen zugeführten Aktivitäten sich zunächst in das Epilimnion einschichten und, soweit es gelöste Anteile oder Schwebestoffe betrifft, sich dort ihrer Temperatur entsprechend verteilen. Das Metalimnion scheint auch radiologisch eine Sperrschicht zu bilden. Nur Aktivitäten, die sich an spezifisch schwerere Teilchen, an Sinkstoffe, anlagern, werden durch das Meta- in das Hypolimnion zum Seeboden transportiert. Zu Zeiten der Vollzirkulation im See kann jedoch eine Verteilung der zugeführten Aktivitäten über die gesamte Wassermasse eintreten.

Die maximal zulässige Konzentration von 10 pCi/l für ein unbekanntes Gemisch von Radioisotopen in Trinkwasser wurde wohl in einigen Fällen auch in 40 m Tiefe überschritten; da man aber die Spaltproduktzusammensetzung kennt und Ra-226 darin praktisch nicht und Sr-90 nur in geringsten Mengen vorkommt, ferner unaufbereitetes, unfiltriertes Rohwasser zur Untersuchung gelangte, ist mit einer Gefährdung der Trinkwasserversorgung aus dem Fuschlsee derzeit durchaus nicht zu rechnen. Einer Trinkwasserversorgung aus dem Fuschlsee steht somit unter den derzeitigen Voraussetzungen nichts entgegen.

Für den Katastrophenfall wären jedoch Grundwässer, die durch darüberliegende Bodenschichten mit gutem Rückhaltevermögen weitgehend geschützt sind, für Trinkwasserzwecke vorzuziehen. Außerdem müßte im Katastrophenfall — besonders bei Vollzirkulation im See — mit erhöhten Aktivitäten auch in 40 m Tiefe gerechnet werden, so daß außer einer Sandfilterung eventuell eine zusätzliche Trinkwasseraufbereitungsanlage wie beispielsweise eine Flockung oder Ionenaustauscheranordnung zu empfehlen und eine laufende Aktivitätskontrolle erforderlich wäre.

Neben den Wasserproben wurden Wasserorganismen wie Plankton, Grünalgen und Fische und ferner Sedimente auf Akkumulation von Radioisotopen getestet.

Die stärkste Anreicherung zeigte das Plankton, und zwar vor allem das Phytoplankton, in dem sich spezifische β -Aktivitäten bis zu 2551 pCi/g Asche fanden. Auch Grünalgen wiesen höhere Akkumulationen auf. Im Fleisch und Skelett von Fischen war bezüglich Gesamt- β -Aktivität nur eine sehr geringe Anreicherung wahrzunehmen. Es konnte aber im Fischfleisch parallel mit dem Absinken der Kaliumaktivität ein gleichzeitiger Anstieg an Cs-137 beobachtet werden. Die höchsten Cs-137-Aktivitäten traten in Raubfischen wie Barschen auf und erreichten einen Maximalwert von 606,3 pCi/g Asche. Daraus ergibt sich, daß ein gewisser Fischreichtum in einem See gleichzeitig zum Selbstreinigungsvermögen des Gewässers, speziell in bezug auf langlebige Radionuklide, beiträgt.

Im Skelett von Fischen ließ der Anstieg der Restaktivität die Speicherung des langlebigen Sr-90-Isotopes vermuten. Das Verhalten der Radioaktivität im hydrobiologischen Material ist aus der Stellung der Organismen innerhalb der Nahrungskette verständlich.

Auch in Schlämmen aus dem Fuschlsee waren Anreicherungen an langlebigen Radioisotopen feststellbar, wobei mit zunehmender Schichttiefe die Akkumulation infolge zunehmenden Alters des Sedimentes abnahm. Im oberflächennahen Schlamm waren Spitzenwerte bis zu 260 pCi/g Asche zu verzeichnen, in 8 bis 10 cm Tiefe lagen die Aktivitätswerte dagegen nur mehr bei durchschnittlich 17 pCi/g Asche.

Literatur

- AGNEDAL, P. O. (1965): „Measurements of Background and Fallout Radioactivity in Samples from the Baltic Bay of TVÄREN, 1957–1963“ — Aktiebolaget Atomenergi, Sweden.
- BERNHARDT, H., HABERER, K. (1963): „Über die Gefährdung der Trinkwasserversorgung aus Talsperren durch stärkere radioaktive Niederschläge“ — Die Wasserwirtschaft, Jg. 53, H. 11, 404–406, Stuttgart.

3. Bundesministerium für soziale Verwaltung (1961): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich“ – Mitteilungen der österr. Sanitätsverwaltung, 1. Sammelbericht, Jg. 62, H. 12, 349–376.
4. Bundesministerium für soziale Verwaltung (1963): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich“ – Mitteilungen der österr. Sanitätsverwaltung, 2. Sammelbericht, Jg. 64, H. 42–65.
5. Bundesministerium für soziale Verwaltung (1963): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich“ – Mitteilungen der österr. Sanitätsverwaltung, 3. Jahresbericht, Jg. 64, H. 12, 298–338.
6. FRANTZ, A. (1962): „Die Überwachung der Radioaktivität von österreichischen Gewässern“ – Österr. Wasserwirtschaft, Jg. 14, 65–75.
7. FRANTZ, A. (1962): „Die Radioaktivität österreichischer Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung der pflanzlichen und tierischen Organismen und Sedimente“ – Wasser und Abwasser, Wien, Bd. 1962, 63–76.
8. FRANTZ, A. (1965): „Radioaktivitätsmessungen an österreichischen Gletschern und Gletscherwässern“ – Österr. Wasserwirtschaft, Jg. 17, 249–257.
9. FRANTZ, A. (1967): „Die Radioaktivität in der österreichischen Donau“ – Archiv für Hydrobiologie / Suppl. XXX, 4, 340–363, Stuttgart.
10. FREY, R. (1951): „Fuschlsee-Wasser für Salzburg“ – Österr. Wasserwirtschaft, Jg. 3, 151–156.
- HABERER, K. (1962): „Untersuchungen über den Einfluß radioaktiver Niederschläge auf Trinkwassertalsperren“ – Vom Wasser, Bd. 29, 287–328.
- HABERER, K., BERNHARDT, H. (1964): „Untersuchungen über die Verteilung radioaktiver Niederschläge in einer Talsperre mit Hilfe der Gamma-Spektrometrie“ – Vom Wasser, Bd. 31, 43–84.
13. HANNERZ, L.: „Fallout 137-Cs in Fish and Plankton from Lake MÄLAR and the Baltic“ – Acta Radiologica Supplementum 254, 22–28, National Water Protection Service, Drottningholm, Sweden.
14. HZB. des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft (1963): „Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1962“ – Bd. 70, 8, Wien.
15. ICRP (1959): International Commission on Radiological Protection, „Recommendations of the International Comm. on Rad. Prot.“ – Publ. 2, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, Pergamon Press, London-Paris.
16. KUHN, H. (1954): „Das Netzplankton des nährstoffarmen Fuschlsees im Vergleich zum Plankton des nährstoffreichen Zürichsees“ – Mikrokosmos, Jg. 43, H. 8, 171–174, Stuttgart.
17. KUHN, H. (1956): „Zur Biologie des Fuschlsees“ – Bericht über das Geobotanische Forschungsinstitut Rübel in Zürich für das Jahr 1955, 98–102, Zürich.
18. LIEBMANN, H. et al.: „Unveröffentlichte Ergebnisse über Radioaktivitätsmessungen im Fuschlsee, in der Fürstenbrunn-, Rositten- und Veichtbruchquelle in Salzburg von 1962–1966“ – Bayerische Biologische Versuchsanstalt, München.
19. MAUZ, J., WEINMANN, G. (1962): „Vier Jahre Radioaktivitätsuntersuchungen am Bodensee“ GWF, Jg. 103, 451–456.
20. Republik Österreich, Bundesministerium für soziale Verwaltung (1964): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1963“ 4. Jahresbericht.

- Republik Österreich, Bundesministerium für soziale Verwaltung (1965): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1964“ 5. Jahresbericht.
- Republik Österreich, Bundesministerium für soziale Verwaltung (1966): „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1965“ 6. Jahresbericht.
23. REUTER, H. (1956): „Meteorologisches Gutachten über die thermischen Verhältnisse des Fuschlsees und deren mögliche Änderungen infolge der geplanten Wasserentnahme zur Trinkwasserversorgung der Stadt Salzburg“ – 3. 4. 1956.
 24. ROSENAUER, F. (1946): „Wasser und Gewässer in Oberösterreich“ – Schriftenreihe der oberösterreich. Landesbaudirektion 1, Wels.
 25. RUTTNER, F. et al (1956): „Gutachten über den gegenwärtigen Zustand des Pelagials im Fuschlsees“ – Biologische Station Lunz der Österr. Akademie der Wissenschaften, 25. 1. 1956.
 26. SCHINZEL, A. (1958): „Hygienisches Gutachten Fuschlsees“ – 4. 1. 1958.
 27. SEEFELDNER, E. (1961): „Salzburg und seine Landschaft“ – 459–463, Salzburg.
 28. THIENEMANN, A. (1955): „Die Binnengewässer in Natur und Kultur“ – Springer-Verlag, Berlin.
 29. VOSS, W. (1964): „Die künstliche Radioaktivität in den Niederschlägen und Zuflüssen des Bodenseegebietes sowie ihre Verteilung im Wasser, in den Organismen und Sedimenten des Sees“ – GWF, Jg. 105, H. 34, 934–939.
 30. VOSS, W. (1964): „Die künstliche Radioaktivität in den Niederschlägen und Zuflüssen des Bodenseegebietes sowie ihre Verteilung im Wasser, in den Organismen und Sedimenten des Sees“ – GWF, Jg. 105, H. 40, 1098–1100.
 31. WIMMER, R. (1937): „Beitrag zum Aufbau der Landschaft rings um den Fuschlsees“ – Vh. d. G. BA., Wien, 241–243.

Anschrift des Verfassers: Laboratoriumsvorstand Dr. Anny FRANTZ, Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung, A 1223 Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wasser und Abwasser](#)

Jahr/Year: 1966

Band/Volume: [1966](#)

Autor(en)/Author(s): Frantz Anny

Artikel/Article: [Der Fallout und die natürliche Radioaktivität im Fuschlsee während des Zeitraumes 1960 - 1966 und die diesbezügliche Eignung des Sees zur Trinkwasserversorgung 34-61](#)