

STRAHLENSCHUTZASPEKTE BEI DER ÜBERWACHUNG DER FISCHÉ AUF IHRE RADIOAKTIVE KONTAMINATION

W. FELDT

Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei 2 Hamburg BRD

Zusammenfassung—Die Aufgaben der Strahlenschutzüberwachung für die See- und Süßwasserfische werden diskutiert.

Nach einem Überblick über die ökologische Rolle des Strontium und Cäsium werden die gefundenen Kontaminationswerte von Strontium-90 und Cäsium-137 in Fischen mitgeteilt.

Experimentell gewonnene Diskriminierungsfaktoren sowie ein einfaches Rechenmodell gestatten die Berechnung der Fischkontamination aus der Kontamination des Wassers und umgekehrt.

Die Konzentrationsfaktoren einiger Radionuklide in Abhängigkeit vom Salzgehalt des Wassers werden mitgeteilt.

Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse wird eine zweckmässige Fischüberwachung diskutiert. Die derzeitige Zufuhr radioaktiver Nuklide über den Fisch zum Menschen wird abgeschätzt.

EINLEITUNG

Eine Strahlenschutzüberwachung der radioaktiven Kontamination von Fischen kann unter folgenden Aspekten geschehen:

- (a) Schutz der Bevölkerung vor unzulässig hoch kontaminierten Fischen;
- (b) Aufdeckung radioökologischer Zusammenhänge;
- (c) Schutz der im Wasser lebenden Tierwelt vor schädigenden Auswirkungen der in das Wasser eingebrachten radioaktiven Abfälle.

Gegenüber der unter (a) genannten Aufgabe, der Aufgabe der Strahlenschutzüberwachung, die einer üblichen Lebensmittelkontrolle gleichzustellen ist, stellt die unter (b) genannte Aufgabe eine Grundlagenforschung für die gesamte Strahlenschutzüberwachung dar. Die Aufdeckung radioökologischer Zusammenhänge vermittelt die Grundkenntnisse, aus denen heraus notwendige vorbeugende Maßnahmen getroffen werden können. Über diese beiden Aufgaben hinaus sollte die Strahlenschutzforschung die unter (c) genannte Fragestellung nicht vernachlässigen, damit wichtige Eiweißreserven der Menschheit vollgültig erhalten bleiben.

Im Folgenden werden anhand von Meßwerten über die radioaktive Kontamination von Fischen aus den verschiedensten Biotopen ökologische Zusammenhänge aufgezeigt, die eine Abschätzung des Transportes von Radionukliden vom Wasser über den Fisch zum Menschen sowie eine Berechnung der derzeitigen Strahlenbelastung der Fische gestattet. Die Betrachtungen werden mit dem Entwurf einer zweckmäßigen Fischüberwachung abgeschlossen.

DIE RADIOAKTIVE KONTAMINATION DER FISCHÉ

Unter den kontaminierenden radioaktiven Nukliden des Fallouts und der Abfälle der Kerntechnik spielen die Elemente ^{90}Sr und ^{137}Cs eine besondere Rolle, da sie den für das Bestehen des Lebens wichtigen Elementen Ca und K chemisch ähnlich sind.

Inaktives Cs wurde im Meerwasser in einer Konzentration von 0,5–0,05 $\mu\text{g}/\text{Liter}$ nachgewiesen.⁽¹⁾ Es ist in allen weichen Gewebeteilen wiederzufinden, in die auch K eingebaut wird. Damit trägt ^{137}Cs auch zur Gonadenbelastung bei.

Tabelle 1. Die radioaktive Kontamination der Fische 1964 ($\mu\text{Ci}/\text{kg}$ Gesamtfisch)

Fischart	Herkunft	Analysen- zahl	$^{90}\text{Strontium}$			$^{137}\text{Cäsium}$		
			Minimal- wert	Maximal- wert	Mittel- wert	Minimal- wert	Maximal- wert	Mittel- wert
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Nordsee	3	11	14	12	42	53	49
Hering (<i>Clupea harengus</i>)	"	3	0,44	2,0	1,1	35	61	52
Schellfisch (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	"	7	1,5	2,2	1,9	24	30	25
Makrele (<i>Scomber scombrus</i>)	"	3	0,60	7,8	3,2	26	54	40
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Ostsee	1	—	—	0,44	—	—	33
Dorsch (<i>Gadus callarias</i>)	"	7	4,8	13	7,6	88	160	120
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	Ratzeburger See i. Norddeutschland	1	—	—	73	—	—	360
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	"	1	—	—	76	—	—	1500
Plötze (<i>Leuciscus rutilus</i>)	Gr. Plöner See i. Norddeutschland	2	140	170	160	630	700	670
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	Gr. Plöner See i. Norddeutschland	1	—	—	42	—	—	800
Große Maräne (<i>Coregonus maraena</i>)	"	1	—	—	54	—	—	640
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	Kolksee i. Norddeutschland	6	200	1200	780	2700	9900	5500
Schleie (<i>Tinca vulgaris</i>)	"	9	320	2800	1500	3200	11000	6000
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	"	2	1200	2200	1700	3500	5400	4500

Inaktives Sr, das überall als Begleitelement des Ca auftritt, ist nach unseren Messungen im Süßwasser in Konzentrationen von 20 µg bis 1mg/Liter vorhanden, während es im Meerwasser in einer Konzentration von 9 mg/Liter vorzufinden ist. ⁹⁰Sr erscheint in allen Stützgerüsten, die aus Ca aufgebaut sind.

Die Kontamination der Fische in den verschiedenen Biotopen des Meeres und der Binnengewässer ist sehr unterschiedlich. Zur vergleichenden Betrachtung werden im folgenden Meßwerte in einer Tabelle zusammengefaßt, die im Jahre 1964 gewonnen wurden (Tab. 1). Wie die Meßwerte zeigen, ist die radioaktive Kontamination der Süßwasserfische bis zu zwei Größenordnungen höher als die Kontamination der Meeresfische. Die Einstellung der Kernwaffenversuche führte in den Lebensräumen des Meeres und der Binnengewässer bisher nicht zu einer Abnahme der radioaktiven Kontamination.

KONZENTRATIONSFAKTOR UND SPEZIFISCHE AKTIVITÄT

Wie schon in früheren Arbeiten berichtet, ist die Höhe der radioaktiven Kontamination umgekehrt proportional zum Ca-Gehalt der Gewässer. (2, 3) Die radioaktive Kontamination der Fische durch ⁹⁰Sr in pCi/g Ca läßt sich aus der Kontamination des Wassers berechnen nach der Gleichung

$$K_F = D_{WF} \cdot \frac{{}^{90}\text{Sr/l.}}{\text{Ca/l.}}$$

D_{WF} ist der Diskriminationsfaktor Wasser/Fisch, der von der Fischart abhängig ist und im Mittel zwischen 0,2 und 0,3 beträgt. Die radioaktive Kontamination durch ¹³⁷Cs ist ebenfalls abhängig vom Ca- und K-Gehalt der Gewässer.

⁹⁰Sr und ¹³⁷Cs werden in Fischen in unterschiedlichen Größenordnungen konzentriert. Tabelle 2 zeigt einige 1964 gewonnene Konzentrationsfaktoren, geordnet nach dem Ca- und K-Gehalt der Gewässer. Der Konzentrationsfaktor für ⁹⁰Sr liegt im Bereich 1–570 und steigt mit sinkendem Ca-Gehalt des Wassers. Der Konzentrationsfaktor für ¹³⁷Cs liegt im Bereich 23–2000, ebenfalls ansteigend mit sinkendem K-Gehalt des Wassers.

Um eine Abschätzung über die mögliche Gefährdung des Menschen durch den Verzehr radioaktiv kontaminierter Fische vornehmen zu können, kann man sich der spezifischen Aktivität bedienen, indem man postuliert, daß die spezifische Aktivität im Wasser und in den Fischen nicht die maximal zugelassene spezifische Aktivität im menschlichen Körper überschreiten darf. Im Vergleichsjahr 1964 wurde die spezifische Aktivität an verschiedenen Fischarten in den unterschiedlichen Gewässern bestimmt. Tabelle 3 faßt einige Ergebnisse zusammen. Die maximal zugelassene spezifische Aktivität im menschlichen Körper wird mit 30 µCi/g Sr angenommen. (4)

Die radioaktive Kontamination des Nordseewassers durch ¹³⁷Cs betrug nach unseren Messungen maximal 1,5 pCi/l. Bei einem Gehalt an inaktivem Cs von 0,5 µg/l. ergibt das eine spezifische Aktivität von 3 µCi/g Cs. Die maximal im Menschen zugelassene spezifische Aktivität von ¹³⁷Cs wird mit $3,1 \cdot 10^6$ µCi/g angenommen, so daß die in der Nordsee vorgefundene spezifische Aktivität 0,001‰ der zulässigen Größe erreicht hat.

Meßwerte über den Gehalt an inaktivem Cs in den Binnengewässern oder in den Organismen der Binnengewässer sind dem Autor leider nicht bekannt, so daß ein Vergleich der spezifischen Aktivität in dem Süßwasserbereich nicht gebracht werden kann.

KONTAMINATION VON FISCHGONADEN

In Tabelle 4 werden einige Meßwerte mitgeteilt, die an den Gonaden von Dorschen und Schleien gewonnen wurden. Aus den Meßwerten kann der Beitrag zur Gonadendosis errechnet werden, der durch die in den Gonaden enthaltenden Radionuklide ⁹⁰Sr und ¹³⁷Cs hervorgerufen wird.

Im folgenden wird diese Dosis mit der durch ⁴⁰K hervorgerufenen Dosis verglichen. Um die Strahlenbelastung durch ⁴⁰K, ⁹⁰Sr, ⁹⁰Y, und ¹³⁷Cs berechnen zu können, benutzen wir die folgende Gleichung (5)

$$E_{eff} = \sum_{i,k} 0,33 p_{\beta i} E_{\beta i} \left(1 - \frac{\sqrt{Z}}{43}\right) \left(1 + \frac{\sqrt{E_{\beta i}}}{4}\right) + p_{\gamma k} E_{\gamma k} \left(1 - e^{-\sigma_k R}\right)$$

Hierin bedeuten

Tabelle 2. Konzentrierungsfaktoren für ^{90}Sr und ^{137}Cs in Cäsium

Fischart	Calcium-/Kaliumgehalt der Gewässer							
	10/1 mg/l	30/3 mg/l	60/6 mg/l	90/9 mg/l	120/30 mg/l	170/170 mg/l	400/400 mg/l	
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	—	—	—	—	—	—	11/45	
Hering (<i>Clupea harengus</i>)	—	—	—	—	—	—	1/47	
Schellfisch (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	—	—	—	—	—	—	1,7/23	
Makrele (<i>Scomber scombrus</i>)	—	—	—	—	—	—	2,9/36	
Dorsch (<i>Gadus callarias</i>)	—	—	—	—	—	6,9/93	1,7/32	
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	570/690	170/—	—/100	53/—	—	—	—	
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	220/2000	—	26/100	8/—	—	—	—	
Schleie (<i>Tinca vulgaris</i>)	280/610	96/280	59/140	—	—	—	—	
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	320/560	120/35	—	—	—	—	—	
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	240/1800	—	—	—	—	—	—	
Kaulbarsch (<i>Acerina cernua</i>)	—	—	—	29/260	17/180	—	—	
Rutte (<i>Lota vulgaris</i>)	—	—	—	22/350	—	—	—	

Tabelle 3. Spezifische Aktivität ($^{90}\text{Sr}/\text{Sr}$) in Fischen

Fischart	Herkunft	Spez. Akt. $\mu\text{Ci/g Sr}$	% der max. zulässigen spez. Akt.
Hering (<i>Clupea harengus</i>)	Nordsee	0,000 051	0,003 3
Dorsch (<i>Gadus callarias</i>)	Ostsee	0,000 160	0,01
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	Gr. Plöner See i. Norddeutschland	0,002 6	0,17
"	Kolksee i. Norddeutschland	0,021	1,4

Tabelle 4. Die radioaktive Kontamination von Fischgonaden

Fischart	Fangort	Fangdatum	^{90}Sr i.d. Gonaden			^{137}Cs i.d. Gonaden		
			pCi/g Asche	pCi/kg Frischgew.	pCi/g Ca	pCi/g Asche	pCi/kg Frischgew.	pCi/g K
Dorsch (<i>Gadus callarias</i>) Schleie (<i>Tinca vulgaris</i>)	Ostsee	6.1.66	0,013	0,21	1,5	4,8	81	27
	Kolksee i. Nord- deutschld.	1.7.65	0,26	5,6	22	160	3 500	1 900

- E_{eff} : Die gesamte absorbierte (effektive) Energie in MeV,
 $p_{\beta i}$: Emissionswahrscheinlichkeit für das β -Spektrum der Maximalenergie $E_{\beta i}$,
 $p_{\gamma k}$: Emissionswahrscheinlichkeit für γ -Quanten der Energie $E_{\gamma k}$,
 σ_k : Linearer Schwächungskoeffizient-Comptonstreuoeffizient (cm^{-1}) von Gewebe für γ -Quanten der Energie $E_{\gamma k}$,
 R : Wirksamer Radius des "kritischen Organs" (cm),
 Z : Kernladungszahl des Radionuklids.

In der obigen Gleichung wird die pro Zerfallsakt im Gewebe des kritischen Organs im Mittel absorbierte Energie errechnet. Mit den in Tabelle 4 angegebenen Kontaminationswerten errechnen wir für die Dorschgonaden eine Dosis

durch ^{40}K | von 0,36 mrem/Woche
 und durch ^{90}Sr u. ^{137}Cs | von 0,006 mrem/Woche.

Das heißt, die durch die radioaktive Kontamination hervorgerufene zusätzliche Belastung der Dorschgonaden beträgt ca 2% der natürlichen Belastung durch ^{40}K .

Für die Schleigonaden ergibt sich eine Dosis, hervorgerufen

durch ^{40}K | von 0,23 mrem/Woche
 und durch ^{90}Sr u. ^{137}Cs | von 0,29 mrem/Woche.

Für den Süßwasserfisch wird durch die radioaktive Kontamination eine zusätzliche Gonadenbelastung gegeben, die genau so hoch ist wie die natürliche Strahlenbelastung.

FISCHÜBERWACHUNG

Die hier angeführten Daten zeigen, daß die radioaktive Kontamination der Meeresfische durch ^{90}Sr und ^{137}Cs zur Zeit keine Gefahrenquelle für den Menschen bedeutet. Von den beiden genannten Radionukliden spielt das ^{137}Cs eine gewisse Rolle. Die Zufuhr von ^{137}Cs über die Fische zum Menschen macht für Norddeutschland zur Zeit 5% der Gesamt-

zufuhr über die Nahrung aus.⁽³⁾ Zu bedeutenden Zufuhren von Radionukliden kommt es nur bei den Süßwasserfischen aus sehr calciumarmen Gewässern, in denen die Süßwasserfische besonders stark kontaminiert werden können.

Die Fischüberwachung wird sich der Verschiedenheit der Kontaminationsmöglichkeiten anzupassen haben. Eine regelmäßige Kontrolle der Fischanlandungen an den Seefischmärkten kann in großen Zeitabständen erfolgen, um die Entwicklung zu verfolgen. Diese Überwachung muß sogleich verschärft werden, wenn z.B. durch Reaktorunfälle auf See begrenzte Fischweidegebiete sehr stark kontaminiert werden. Die Überwachung der Süßwasserfische sollte häufiger in allen "kritischen Gewässern" durchgeführt werden. Kritische Gewässer sind z.B. Flußgebiete unterhalb eines Reaktors und unterhalb der Abflüsse großer Städte sowie Teichwirtschaften mit besonders ungünstigen Wasserverhältnissen, die außerdem eine hohe Fischproduktion aufweisen.

Bei der Einleitung radioaktiver Abfälle in das Meer und die Binnengewässer sollte nicht die mögliche Gefährdung des Menschen allein Maßstab des Handelns sein. Die im Wasser lebende Tierwelt muß ebenfalls berücksichtigt werden, um nicht durch eine unnötige Belastung einiger Glieder der Nahrungskette ökologische Folgen heraufzubeschwören.

LITERATUR

1. A. A. SMALES und L. SALMON. *Analyst* **80**, 37 (1955).
2. W. FELDT. *Proceedings of the Symposium on Nuclear Detonations and Marine Radioactivity*, 105 (1963).
3. W. FELDT. *Proceedings of the IAEA-Symposium Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters* (1966).
4. *Disposal of Low-level Radioactive Waste into Pacific Coastal Waters*, NAS-NRC Publication 985 (1962).
5. B. RAJEWSKY. *Strahlendosis und Strahlenwirkung*. Herausgegeben vom Georg Thieme Verlag, Stuttgart (1956).