

KfK 5388
Oktober 1994

**Abschätzung der
Aktivitätskonzentration und der
Strahlenexposition nach
Einleitungen von Radionukliden
in die nordwesteuropäischen
Küstengewässer mit Hilfe
eines dynamischen
Kompartimentmodells**

I. Kazakis
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung

Kernforschungszentrum Karlsruhe

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung

KfK 5388

**Abschätzung der Aktivitätskonzentration und der Strahlenexposition nach
Einleitungen von Radionukliden in die nordwesteuropäischen Küstengewässer
mit Hilfe eines dynamischen Kompartimentmodells**

Ioannis Kazakis

**Dissertation genehmigt von der Fakultät für Maschinenbau
der Universität Karlsruhe**

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

ISSN 0303-4003

Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit wird ein dynamisches Kompartimentmodell zur Bestimmung der Aktivitätsverteilung in den nordwesteuropäischen Küstengewässern vorgestellt. Die hier berücksichtigten Medien sind Wasser, Schwebstoff, Teilchen biologischer Herkunft und Sediment. Die Validierung des Modells erfolgt durch die Berechnung der Aktivitätsverteilung von Cs-137 aus den Wiederaufarbeitungsanlagen La Hague und Sellafield für den Zeitraum von 1956 bis 1985. Die so ermittelten Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 werden mit Meßwerten verglichen. Anschließend wird die Strahlenexposition aufgrund der Freisetzungen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen für die kritische Personengruppe berechnet.

Estimating by a Dynamic Compartment Model the Activity Concentration and Radiation Exposure after Discharge of Radionuclides into the Coastal Waters of Northwest Europe

Abstract

A dynamic compartment model is presented here which serves to determine the activity distribution in the coastal waters of Northwest Europe. The media considered are water, suspended matter, particulates of biological origin and sediment. The model is validated by calculation of the activity distribution of Cs-137 from the La Hague and Sellafield reprocessing plants for the period from 1956 until 1985. The Cs-137 activity concentrations determined in this way are compared with measured values. Finally, the radiation exposure of the critical group of the population is calculated on the basis of the releases from the reprocessing plants.

Verzeichnis der Tabellen

- Tab. 2-1: Primordiale Radionuklide und deren Halbwertszeit /Whi 82/.
- Tab. 2-2: Die Aktivitätskonzentration einiger Radionuklide im Meerwasser /Wei 86/.
- Tab. 2-3: Erwartete Emissionen mit Abwasser aus einer Wiederaufbereitungsanlage bei Normalbetrieb /Bo 82/.
- Tab. 2-4: Erwartete Emission von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb /Bo 82/.
- Tab. 4-1: Wassertransportraten zwischen Kompartimenten in Km^3/a aus /Ha87/, /ICES 83/.
- Tab. 4-2: Schwebstoffkonzentration, Flächeninhalt, Wasservolumina und Sedimentationsraten der Kompartimente /Cla 80/, /Eva 85/.
- Tab. 4-3: Halbwertszeit und K_d -Wert einiger Radionuklide
- Tab. 5-1: Freisetzungsraten von Cs-137 in Bq aus Wiederaufbereitungsanlage Sellafield und La Hague.
Quellterme für die Validierung des hier entwickelten Modells aus /Ho88/, /CEC 83/.
- Tab. 6-1: Dosisfaktoren gegenüber γ - und β -Strahlung aus dem umgebenden Wasser /Ba 81/
- Tab. 6-2: Effektive Dosisleistungsfaktoren für Gamma-Bodenstrahlung ($\text{Sv m}^2/\text{Bq s}$)
- Tab. 6-3: Effektive Inhalations- und Ingestionsdosisfaktoren (Sv/Bq) Radionuklidverbindung mit ungünstigster Klasse /Bu 89/
- Tab. 6-4: Bioakkumulationsfaktoren (m^3/t) /IAEA 85/.
- Tab. 6-5: Fangraten von Fisch und Krustentieren aus den nordeuropäischen Gewässern für die Bevölkerung der alten Bundesländer.

Verzeichnis der Abbildungen

- Bild 2-1: Flüssige Freisetzungen von β -Aktivität aus der Wiederaufbereitungsanlage Sellafield /MC 89/.
- Bild 2-2: Flüssige Freisetzungen von α -Aktivität aus der Wiederaufbereitungsanlage Sellafield /MC 89/.
- Bild 2-3: Flüssige Freisetzungen von β -Aktivität aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague /MC 89/.
- Bild 2-4: Flüssige Freisetzungen von α -Aktivität aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague /MC 89/.
- Bild 2-5: Tritiumfreisetzung mit Abwasser /Fro 84/.
- Bild 3-1: Nordeuropäische Küstengewässer.
- Bild 3-2: Mittlerer Strömungsverlauf in der Nordsee /Bo 22/.
- Bild 3-3: Mittlerer Transportweg in der Nordsee /Ka 80/.
- Bild 3-4: Verteilung radioaktiver Stoffe im Meer /Whi 82/.
- Bild 3-5: Aufteilung des Untersuchungsgebietes in Kompartimente.
- Bild 3-6: Schematische Darstellung des Untersuchungsgebietes und des Wasseraustauschs. Numerierung entspricht der aus Bild 3-5.
- Bild 4-1: Berücksichtigung physikalischer Vorgänge.
- Bild 4-2: Jahreszeitliche Änderung der Aktivität von Pu in der Michigan See /Wa80/.
- Bild 5-1: Freisetzungsraten von Cs-137 aus der Wiederaufbereitungsanlage Sellafield /Ho 88/.

- Bild 5-2: Freisetzungsraten von Cs-137 aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague /CEC 83/.
- Bild 5-3: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nordöstlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 10 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-4: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nordöstlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 12 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-5: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nordöstlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 13 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-6: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im mittleren Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 14 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-7: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im mittleren Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 15 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-8: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im südlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 16 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-9: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im südlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 17 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-10: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 18 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-11: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 20 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-12: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser in Skagerrat (Kompartiment Nr. 22 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

- Bild 5-13: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser in der Kieler Bucht (Kompartiment Nr. 24 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.
- Bild 5-14a: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im lokalen Kompartiment um Sellafield (Kompartiment Nr. 1 im Bild 3-5).
- Bild 5-14b: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im lokalen Kompartiment um Sellafield (Kompartiment Nr. 2 im Bild 3-5).
- Bild 5-15: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 3 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-16: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 4 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-17: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 5 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-18: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 6 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-19: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 7 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-20: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 8 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-21: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 9 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-22: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 11 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-23: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 19 (siehe Bild 3-5).

- Bild 5-24: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 21 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-25: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 23 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-26: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 25 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-27: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 26 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-28: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 27 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-29: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 28 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-30: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 29 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-31: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 30 (siehe Bild 3-5).
- Bild 5-32: Gemessene Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Meerwasser des mittleren Teils der irischen See /Cu 88/.
- Bild 5-33: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 1.
- Bild 5-34: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 2.
- Bild 5-35: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 10.
- Bild 5-36: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 24.
- Bild 5-37: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 14.

- Bild 5-38: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr. 2.
- Bild 5-39: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr. 10.
- Bild 5-40: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr. 24.
- Bild 5-41: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr. 14.
- Bild 5-42: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2.
- Bild 5-43: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (mittlere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2.
- Bild 5-44: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (untere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2.
- Bild 5-45: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 4 (mittlere Irische See).
- Bild 5-46: Messungen der Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment nahe der WAA Sellafeld /Mi 89/.
- Bild 5-47: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 17 (Deutsche Bucht).
- Bild 5-48: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 24 (Kieler Bucht).
- Bild 6-1: Berechnete Strahlenexposition der Gamma-Strahlung von Cs-137 aus dem Expositionspfad "Aufenthalt am Strand" für die Region um Sellafeld.

- Bild 6-2:** Berechnete Strahlenexposition der Gamma-Strahlung von Cs-137 aus dem Expositionsprofil "Aufenthalt am Strand" für die Deutsche Bucht.
- Bild 6-3:** Gemessene Cs-137 Konzentration im Fisch aus der Umgebung von Sellafield /Mi 89/.
- Bild 6-4:** Berechnete Cs-137 Konzentration im Fisch aus der Umgebung von Sellafield.
- Bild 6-5:** Berechnete Dosis pro Jahr aufgrund von Ingestion von Fisch in der Umgebung von Sellafield.
- Bild 6-6:** Berechnete Dosis pro Jahr aufgrund von Ingestion von Muscheln in der Umgebung von Sellafield.
- Bild 6-7:** Berechnete Kollektivdosis der Bevölkerung der alten Bundesländer pro Jahr aus Ingestion von Fisch, welcher in den nordwesteuropäischen Gewässern gefischt wurden.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Quellen und Quellstärken	5
2.1 Natürliche Radioaktivität in den Meeresgewässern	5
2.2 Radionuklide aus oberirdischen Kernwaffentests im Meer	6
2.3 Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen im Untersuchungsgebiet	6
2.3.1 Aus Wiederaufarbeitungsanlagen	6
2.3.2 Aus Kernkraftwerken	8
2.4 Radionuklide aus dem Tschernobyl-Reaktorunfall	8
3. Beschreibung des Untersuchungsgebietes	9
3.1 Definition des Untersuchungsgebietes	9
3.2 Topographie des Untersuchungsgebietes /Ba 80/, /Bro 69/	9
3.2 Hydrologie des Untersuchungsgebietes	10
3.3 Einflußparameter für die Ausbreitung radioaktiver Stoffe	12
3.4 Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Kompartimente	13
4. Transportprozesse radioaktiver Stoffe im marinen Milieu	16
4.1 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen	17
4.2 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Wasser	17
4.3 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Schwebstoff	26
4.4 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen in Teilchen biologischer Herkunft	28
4.5 Berechnung der Aktivitätskonzentration im Sediment	30
4.6 Beschreibung des entwickelten Codes	36
5. Validierung des Modells	38
5.1 Ergebnisse der Validierungsrechnung	40
5.1.1 Im Wasser	40
5.1.2 Im Schwebstoff	42
5.1.3 Im Sediment	42
6. Berechnung der Strahlenexposition	44
6.1 Externe γ -Exposition durch die Aktivität im Meerwasser	44
6.2 Externe β -Exposition durch die Aktivität im Meerwasser	46
6.3 Externe Exposition durch Aufenthalt am Strand	47
6.4 Interne Exposition durch Inkorporation von Meerestieren	48
6.5 Interne Exposition durch Inhalation von Meeresluft	49
6.6 Kollektivdosis	51
6.7 Strahlenexposition aus Cs-137 für den Zeitraum 1956 - 1985	52
7. Sensitivitätsanalyse	54
8. Zusammenfassung	57
Anhang A	63
Modelle zur Bestimmung der Verteilung radioaktiver Stoffe im Meer	63
Anhang B	65
Kd-Wert und Bioakkumulationsfaktor Bw	65
Literatur	69

1. Einleitung

Die meisten Anrainerstaaten der nordwesteuropäischen Küstengewässer (Irische See, Biskaische Meeresbucht, Ärmelkanal, Nordsee, Ostsee), gehören zu jenen Industriestaaten, die die Kernenergie zur Energiegewinnung nutzen. So existieren in diesem Gebiet Kernkraftwerke und Wiederaufbereitungsanlagen, deren Standorte unmittelbar am Meer liegen und deren flüssige Freisetzungen direkt in das Meer eingeleitet werden. Auch durch Flüsse, die in diese Meeresgewässer münden und an deren Ufern kerntechnische Anlagen stehen, gelangt radioaktives Material in das Meer. Von den genannten Emittenten sind die Wiederaufbereitungsanlagen von Sellafield an der Irischen See und von La Hague am englischen Kanal die wichtigsten.

Außerdem wurde den nordwesteuropäischen Küstengewässern radioaktives Material durch Fallout zugeführt, und zwar sowohl aus oberirdischen Atomwaffentests als auch durch den Reaktorunfall von Tschernobyl.

Nachdem das radioaktive Material sowohl gelöst im Wasser, als auch an Schwebstoffe gebunden, in das Meer gelangt ist, wird es durch verschiedene Wechselwirkungsprozesse zwischen Wasser, dem im Wasser befindlichen Schwebstoff und der Tierwelt sowie dem am Meeresboden befindlichen Sediment verteilt. Außerdem wird dieses Material durch Meeresströmungen in weitere Meeresgebiete transportiert.

Während eine natürliche Strahlung auf der Erde schon immer existiert hat, bewirken die radioaktiven Stoffe aus kerntechnischen Anlagen im Meerwasser über die entsprechenden Expositionspfade eine zusätzliche Strahlenexposition für die Bevölkerung. Die Strahlenexposition entsteht einerseits durch Aufenthalt in der Nähe der Meeresgewässer, andererseits durch Verzehr der in diesen Gewässern lebenden Meerestiere.

Da zusätzliche Strahlenexpositionen so niedrig wie praktikabel zu halten ist, wird angestrebt, die Freisetzungen aus den kerntechnischen Anlagen so niedrig wie möglich zu halten. man versucht, ein genaues Bild von der Verteilung der freigesetzten Stoffe im Meerwasser zu bekommen, um so abschätzen zu können, wie die Exposition der Bevölkerung sich verändert.

Um die aus der Verteilung von radioaktiven Stoffen im Meerwasser resultierende Strahlenexposition abschätzen zu können, werden seit Beginn der oberirdischen Atomwaffentests Messungen durchgeführt. Mit Hilfe von Probeaufnahmen durch Forschungsschiffe wird die Konzentration von radioaktiven Stoffen im Meerwasser und in Meerestieren ermittelt /Ka 71/.

Außerdem werden Rechenmodelle entwickelt und eingesetzt, um die Konzentration von radioaktiven Stoffen im Meerwasser und die daraus resultierende Strahlenexposition vorausschauend zu berechnen.

In dieser Arbeit wird ein Boxenmodell (s. Kapitel 4) zur Bestimmung der Verteilung von radioaktiven Stoffen aus Freisetzungen von kerntechnischen Anlagen in den nordwesteuropäischen Gewässern entwickelt. Daran schließt sich ein weiteres Modell zur Bestimmung der Strahlenexposition der Bevölkerung an.

Das in dieser Arbeit entwickelte Modell unterscheidet sich von bisherigen Boxenmodellen in folgenden Punkten:

1. Bei bisherigen Boxenmodellen wurde eine Unterteilung in Boxen nach Fischfanggebieten gewählt. So ergab sich für die Nordsee eine Unterteilung in einen nördlichen, mittleren und südlichen Teil. Bei Aktivitätsmessungen wurde festgestellt /Ka 80/ (s. Bild 3-3), daß im westlichen Teil der Nordsee eine höhere Konzentration von radioaktiven Stoffen existiert, als im östlichen Teil. Grund dafür sind die Freisetzungen aus der Wiederaufbereitungsanlage von Sellafield, die von der Irischen See ausgehend entlang der schottischen Küste und den Orkney Inseln, parallel zu der Ostküste Großbritanniens in die Nordsee transportiert werden. Eine Unterteilung der Nordseegewässer, wie sie in bisherigen Arbeiten vorgenommen wurde, entspricht somit nicht die den in der Nordsee herrschenden Gegebenheiten. In dieser Arbeit wurde eine Unterteilung der Nordsee Gewässer in elf Boxen vorgenommen.
2. Bei bisherigen Arbeiten wurde die Konzentration von radioaktiven Stoffen, die von Schwebstoff aufgenommen wurden, aus der Konzentration im Wasser mit Hilfe von Gleichgewichtsfaktoren bestimmt. Die Annahme, daß innerhalb einer Box zwischen im Wasser gelösten und im Sediment und Schwebstoff aufgenommenen radioaktiven Stoffe ein sofortiges Gleichgewicht herrscht, erlaubt keine genaue Untersuchung der zeitlichen Änderung der radioaktiven Stoffe innerhalb dieser Medien aufgrund von Vorgängen wie Sedimentation und Erosion. In der Arbeit wurde deshalb eine separate Bilanzgleichung für die Medien Schwebstoff und Sediment eingeführt, um den Einfluß solcher Vorgänge mit zu berücksichtigen.
3. Experimente, die die Affinität verschiedener radioaktiver Stoffe zu Schwebstoffen untersuchen, haben gezeigt, daß bestimmte Radionuklide wie Ru-106 eine hohe Affinität zu Teilchen biologischer Herkunft aufweisen /Si 81/ Diese Partikel haben

eine größere Masse als Schwebstoffe und sinken deshalb ab, im Laufe der Zeit werden sie von Meeresorganismen in ihre anorganischen Bestandteile aufgelöst. Durch diese Auflösung ist es möglich daß radioaktive Stoffe, die von lebenden Organismen aufgenommen wurden, mit einer Verzögerung wieder freigesetzt werden. Solche Vorgänge sind für Seegebiete mit großer Meerespopulation, wie es die nordwesteuropäischen Küstengewässer sind, wichtig.

Ein zusätzliches Indiz für die Berücksichtigung der Teilchen biologischer Herkunft in Ausbreitungsmodellen von radioaktiven Stoffen lieferte der Reaktorunfall von Tschernobyl. Das radioaktive Material im Meerwasser versankte schneller, als es von der gemessenen vertikalen Diffusion und Geschwindigkeit zu erwarten war /Mü 91/. In dieser Arbeit wurde deshalb der Einfluß der Teilchen biologischer Herkunft auf die Aktivitätsverteilung mit berücksichtigt.

4. Durch die Bewegung von Meeresorganismen im Meeresboden und durch die Porenwasserdiffusion beträgt die Dicke der Sedimentschicht, die potentiell radioaktiver Stoffe zurück an die Biosphäre liefern kann, zwei Meter /NEA 85/. Eine einzige Sedimentschicht kann nicht alle physikalischen Vorgänge qualitativ gut beschreiben. bei dieser Arbeit wurden deshalb drei Sedimentschichten betrachtet, die sowohl untereinander als auch mit dem über dem Sediment befindlichen Wasser Aktivität austauschen.

Ziel dieser Arbeit ist es einerseits die Entwicklung eines zeitabhängigen Boxenmodells zur Berechnung der Verteilung von radioaktiven Stoffen im Wasser, im Schwebstoff, in Teilchen biologischer Herkunft und im Sediment der nordwesteuropäischen Gewässer.

Für die Bestimmung der Konzentration von radioaktiven Stoffen in den Medien Wasser, Schwebstoff, Teilchen biologischer Herkunft und Sediment wurde eine Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Boxen gewählt, die auf Messungen von hydrografischen Parametern (Temperatur, Salzgehalt, u.s.w.) und auf Messungen der Konzentration von radioaktiven Stoffen beruht. Die hydrologischen und sedimentologischen Daten für die Berechnung der Verteilung im Meerwasserkörper basieren auf jährlichen Mittelwerten.

Andererseits wird, basierend auf den Ergebnissen des Ausbreitungsmodells von radioaktiven Stoffen, die daraus resultierenden Strahlenexposition für die Bevölkerung berechnet. Es wird die Strahlenexposition für folgende Expositionspfade bestimmt:

- ◆ externe Exposition durch die Aktivität im Meerwasser
- ◆ externe Exposition durch die abgelagerte Aktivität am Strand

- ◆ interne Exposition durch die mit den Meerestieren inkorporierte Aktivität
- ◆ interne Exposition durch inhalede Meeresluft

In weiteren Kapiteln werden folgende Punkte behandelt:

- Im Kapitel 2 werden die Quellen von radioaktiven Material behandelt. Es wird als erstes auf die natürliche Radioaktivität und anschließend auf die Freisetzungen aus dem Normalbetrieb der Wiederaufarbeitungsanlagen eingegangen. Da die Freisetzungen aus dem Normalbetrieb von Kernkraftwerken eine untergeordnete Rolle spielen, werden die Freisetzungen aus einem Kernschmelzunfall allgemein und die Freisetzungen aus dem Tschernobyl-Reaktorunfall beschrieben.

- Im Kapitel 3 werden die geographischen und hydrographischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes behandelt. Anschließend wird die Aufteilung in Teilgebiete homogener Konzentration von radioaktiven Stoffen beschrieben.

- Die allgemeine Advektions/Diffusionsgleichung wird in Kapitel 4 beschrieben. Die bei dieser Arbeit entwickelten Gleichungen zu Beschreibung der Verteilung von radioaktiven Stoffen im Meerwasserkörper werden einzeln behandelt und die darin enthaltenen Koeffizienten beschrieben.

- Im Kapitel 5 wird die Validierung des entwickelten Ausbreitungsmodells erläutert. Für die Validierung des Modells wurde die Ausbreitung von Cs-137 simuliert, da aus der Literatur für dieses Nuklid viele Messwerte entnommen werden konnten. Der betrachtete Zeitraum beträgt dreißig Jahre.

- Im Kapitel 6 werden die Gleichungen, die für die Berechnung der Strahlenexposition der Bevölkerung benutzt wurden, vorgestellt.

-Um den Einfluß der verschiedenen Parameter im Ausbreitungsmodell zu verdeutlichen, werden im Kapitel 7 die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Ausbreitungsmodells beschrieben.

Bisherige Modelle des Untersuchungsgebietes werden im Anhang A beschrieben. Im Anhang B werden die radiologischen Parameter "Kd-Wert" und "Bioakkumulationsfaktor" diskutiert.

2. Quellen und Quellstärken

2.1 Natürliche Radionuklide in den Meeresgewässern

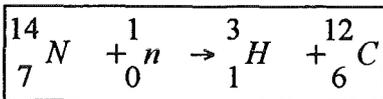
2.1.1 Primordiale Radionuklide

Primordiale Radionuklide sind Radionuklide, die seit der Bildung der Erde auf der Erdoberfläche existieren. Da die Erde vor sechs Milliarden Jahren gebildet wurde, sind nur noch solche mit einer Halbwertszeit von mehr als hundert Millionen Jahre nachweisbar /Whi 82/. Einige primordiale Radionuklide mit ihren Halbwertszeiten sind in der Tabelle 2-1 zusammengefaßt /Whi 82/.

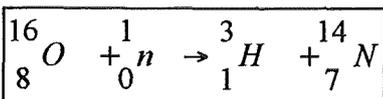
Das primordiale Radionuklid Th-232 und die Uran-Isotope U-235 und U-238 sind Mutternuklide, aus denen durch Zerfall andere Radionuklide entstehen. Die Aktivitätskonzentration von einigen primordialen Radionukliden im Meerwasser weltweit sind der Tabelle 2-2 zu entnehmen /Wei 86/. Im Gegensatz zu der Aktivitätskonzentration von Th-232, die vernachlässigbar ist, sind die Konzentrationen von U-232 (21 Bq/m³), Rb-87 (181 Bp/m³) und besonders die von K-40 (11625 Bq/m³) im Meerwasser relativ groß. In der Tabelle 2-2 sind außerdem die Konzentrationen von Ra-226 und Th-230 aufgeführt. Hier handelt es sich nicht um primordiale Radionuklide, sondern um Tochternuklide der U-238-Zerfallskette.

2.1.2 Kosmogene Radionuklide

Kosmogene Radionuklide werden in den oberen Luftschichten der Erdatmosphäre gebildet. Sie entstehen durch Kernreaktion. Die wichtigsten sind H-3 und C-14. C-14 entsteht aus N-14 durch Neutroneneinfang und H-3 aus Neutroneneinfang von N-14 und O-16.



[2-1]



[2-2]

Die Aktivitätskonzentrationen von H-3 und C-14 im Meerwasser sind ebenfalls aus der Tabelle 2-2 zu entnehmen.

Weitere Radionuklide, die in der Atmosphäre durch Kernreaktion gebildet werden sind:
Be-7, Be-10, Na-22, Na-24, Al-26, Mg-28, Si-31, Si-32, P-33, S-35, S-38, Cl-36, Cl-38, Cl-39, Ar-39, Kr-81 /Ma 80/.

Der Anteil der natürlichen Radioaktivität im Meer wird in Zukunft zunehmen:

- a) aufgrund des Auswaschens des Boden durch Grundwasser und durch Flüsse
- b) aufgrund der Düngung des Ackerbodens mit Kalisalzen
- c) aufgrund der Verfeuerung fossiler Brennstoffe werden Radionuklide wie Uran und Thorium und ihre Folgeprodukte an die Atmosphäre abgegeben, um danach ins Meer zu gelangen.

2.2 Radionuklide aus oberirdischen Kernwaffentests im Meer

Eine weitere Quelle radioaktiven Materials ist der Fallout von oberirdischen Kernwaffentests, von denen seit 1945 über 900 durchgeführt wurden /Ma 80/.

Die wichtigsten Radionuklide aus solchen Tests sind die Spaltprodukte **Sr-89, Sr-90, Ru-106, Cs-137, Ce-144** und Uranisotope. Messungen im nordöstlichen Teil des Atlantiks aus dem Jahre 1971 zeigen, daß die Summe der Konzentrationen aller aus den Fallouts stammenden Radionuklide ungefähr die Hälfte der Konzentration von K-40 beträgt /Ma 80/, nämlich 5000 Bq/m^3 . Die Konzentration an K-40 beträgt dort 11000 Bq/m^3 .

2.3 Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen im Untersuchungsgebiet

2.3.1 Aus Wiederaufarbeitungsanlagen

Die wichtigsten Quellen von radioaktivem Material im Untersuchungsgebiet sind die Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield an der Irischen See und La Hague am Ärmelkanal. das radioaktive Material gelangt aus den Kühlteichen für die Lagerung von abgebrannten Brennstäben der Wiederaufarbeitungsanlagen direkt ins Meer. das Abwasser wird nicht gereinigt. darauf sind große Emissionen mit Abwasser zurückzuführen /Bo 82/. Die zu erwartenden Emissionen mit dem Abwasser aus einer Wiederaufarbeitungsanlage für Brennelemente von Leichtwasserreaktoren mit einer Leistung von 50000 MW bei einem Lastfaktor von 0,8 sind in der Tabelle 2-3 zu finden.

Sellafield

Die erste Freisetzung aus Sellafield fand in 1952 statt /Ho 88/. Anfangs wurde meßtechnisch nur die gesamte emittierte α -Aktivität ermittelt. Erst seit 1957 gibt es radionuklidespezifische Angaben über Freisetzungen.

Seit 1952 wurde an der Irischen See eine Aktivität von über 40000 TBq Cs-137, 22000 TBq Pu-141, 520 Tq Am-241 und 740 Tq Plutonium-Isotope mit α -Aktivität freigesetzt (1 Tera ist 10^{12}). Die gesamte freigesetzte Aktivität (ohne Tritium) betrug bis zum Jahr 1989 150000 TBq /Mc 89/.

Den Maximalwert erreichte die freigesetzte β -Aktivität Mitte der achtziger Jahre. Seitdem haben die Freisetzungen erheblich abgenommen (s. Bild 2-1). Den größten Teil der β -Aktivität (ohne Tritium) macht das Cs-137 mit über 60% der gesamten β -Aktivität aus, dann folgt Pu-241, Ru-106 und Sr-90 /CEC 83/.

Den Maximalwert erreichte die freigesetzte α -Aktivität im Jahre 1973 (s. Bild 2-2). Seit 1973 ist die Tendenz fallend. Die gesamte α -Aktivität beträgt ein Hundertstel der gesamten β -Aktivität. Bei der α -Aktivität stellen die Plutonium-Isotope Pu-239 und Pu240 den größten Anteil an Radioaktivität /CEC 83/.

Die Freisetzungsraten von Tritium liegen im Bereich von 1,1 PBq pro Jahr (1 Peta ist 10^{15}) /CEC 83/. Alle Freisetzungen aus Sellafield entsprechen einem Hundertstel der Aktivität, die zurückgehalten und gelagert wird /Fro 84/.

La Hague

Die Wiederaufarbeitungsanlage La Hague ist seit 1965 in Betrieb. Anfangs wurde metallischer Kernbrennstoff aus Gas-Graphit-Reaktoren aufgearbeitet. seit 1976 wird auch oxidischer Leichtwasser-Kernbrennstoff aufgearbeitet.

Die gesamten β -Freisetzungen aus La Hague sind um eine, die α -Freisetzungen um zwei bis drei Zehnerpotenzen niedriger als die aus Sellafield. Das Radionuklid mit höchster Freisetzungsrate ist Ru-106. Der Anteil von Ru-106 an der gesamten β -Aktivität (ohne H-3) beträgt über 70%. Hohe Freisetzungsanteile weisen auch Sr-90 mit 8% und Cs-137 mit 4% Anteil an der gesamten β -Aktivität auf. Die freigesetzte β -Aktivität aus La Hague nimmt zu (s. Bild 2-3). Dagegen hat die α -Aktivität einen konstanten Wert erreicht (s. Bild 2-4). Die Freisetzungsrate für Tritium liegt bei 0,5 PBq pro Jahr /CEC 83/.

In Bild 2-5 ist die Tritium-Abgabe der Anlagen dargestellt /Fro 84/.

2.3.2 Aus Kernkraftwerken

Die Freisetzungsraten von Kernkraftwerken im Normalbetrieb sind um mehrere Zehnerpotenzen niedriger als die von Wiederaufarbeitungsanlagen /We 89/. Die erwartete Emission von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb ist in Tabelle 2-4 zu finden.

Die radioaktiven Stoffe, die von Flüssen ins Meer transportiert werden, sind ebenfalls für das Untersuchungsgebiet nicht von Bedeutung, solange es sich um Freisetzungen aus dem Normalbetrieb von Kernkraftwerken handelt /CEC 83/.

2.4 Radionuklide aus dem Tschernobyl-Reaktorunfall

In April 1986 fand der Reaktorunfall in Tschernobyl statt. Durch die atmosphärische Ausbreitung der radioaktiven Stoffe und den nachfolgenden Fallout wurden die nordwesteuropäischen Küstengewässer kontaminiert. Im radioaktiven Fallout wurden folgende Nuklide nachgewiesen:

Nb-95, Zr-95, Ru-103, Ru-106, Ag-110, Ag-111, Sb-125, Te-129, I-131, Te-132, Cs-134, Cs-136, Cs-137, Ba-140, La-140, Ce-141, Ce-144 /Fe 86/.

Radioökologisch die wichtigsten sind Sr-90, I-131, Cs-134 und Cs-137 /Aa 88/. Da I-131 eine Halbwertszeit von 8 Tagen hat, ist es für Betrachtungen im Meerwasser nicht von Interesse. Die Aktivität von Cs-134 und Cs-137, die durch den Tschernobyl-Unfall in der Nordsee nachweisbar war, betrug im Mai 1986 540 TBq Cs-134 und 990 Tbq Cs-137 (ermittelt aus /Mi 88/). Da die Nordsee hauptsächlich durch Sellafield vorbelastet war, konnte man das Tschernobyl-Cs von dem aus Sellafield mit Hilfe des Quotienten Cs-137/Cs-134 unterscheiden. Der Quotient Cs-137/Cs-134 beträgt bei den Freisetzungen aus Sellafield 10/1. mit immer größer werdendem Abstand von Sellafield wird dieser Quotient immer größer, da Cs-134 eine Halbwertszeit von 2 Jahren hat. Da dieser Quotient für die Freisetzungen aus Tschernobyl 2:1 betrug, war es einfach, durch Bestimmung des Cs-134 Gehalts auch Cs-137 zu bestimmen. setzt man voraus, daß dieser Fallout den gesamte Fallout aus dem Tschernobyl-Unfall in der Nordsee ausmachen würde, und daß er homogen im Wasser verteilt sei, dann ergäbe sich eine Konzentration von 14Bq/m^3 Cs-134 und 26Bq/m^3 Cs-137.

Die Kontamination der Ostsee war aufgrund der Windverhältnisse, die während des Reaktorunfalls geherrscht haben, größer. Der Fallout aus Cs-137 betrug 4000 TBq und aus Cs-134 2000 TBq im November 1986 /Aa 86/. Das ergibt eine Konzentration von 190Bq/m^3 Cs-137 und 95Bq/m^3 Cs-134.

3. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

3.1 Definition des Untersuchungsgebietes

In diesem Kapitel wird auf das Untersuchungsgebiet und auf die hydrologischen Parameter die für die Modellierung von Ausbreitungsprozessen von Wichtigkeit sind, eingegangen. Das dieser Arbeit zugrunde gelegte Untersuchungsgebiet umfaßt die Irische See, Nordsee, Ostsee, den Ärmelkanal und die Biskaische Bucht (s. Bild 3-1).

3.2 Topographie des Untersuchungsgebietes /Ba 80/, /Bro 69/

Irische See

Die Irische See ist ein Flachmeer auf dem Britischen Schelf zwischen den Inseln Großbritannien und Irland. Sie ist mit dem Atlantischen Ozean in Verbindung, im Süden über den Sankt-Georgs-Kanal und im Norden über den Nordkanal. Die Tiefe der Irischen See beträgt maximal siebenzig Meter. Es existieren starke Gezeitenströme.

Nordsee

Die Nordsee ist ein Randmeer des Atlantiks zwischen den Britischen Inseln und den Küsten Belgiens, der Niederlande, Deutschlands, Dänemarks und Norwegens. Die mittlere Tiefe beträgt 93 Meter. Die Tiefe nimmt von Süden nach Norden zu. In der südlichen Nordsee beträgt die durchschnittliche Tiefe weniger als 40 Meter. In der mittleren Nordsee ragt die Doggerbank bis auf 20 Meter unter dem Meeresspiegel auf. Im Osten vor der norwegischen Küste verläuft die bis 725 Meter tiefe Norwegische Rinne. In der Nordsee existieren starke Gezeitenströme.

Ostsee

Die Ostsee ist ein Nebenmeer der Nordsee. Verbindung zwischen beiden besteht durch Skagerrat, Kattegat. Der Boden der Ostsee weist eine Folge von Becken und Schwellen auf. Diese Gliederung der Ostsee in Becken hat einen großen Einfluß auf physikalische, chemische und biologische Vorgänge. Die Schwellen erreichen Höhen bis zu 18 Meter unter der Wasseroberfläche auf, und die maximale Tiefe der Becken erreicht 459 Meter. Die Gezeiten spielen in der Ostsee nur eine geringe Rolle. Der Wasserstand der Ostsee wird meist durch unperiodische winderzeugte Schwankungen beherrscht.

Ärmelkanal

So wird das Seegebiet des Atlantischen Ozeans bezeichnet, das die südliche Küste Englands von der Frankreichs trennt. Der Kanal hat eine konvergierende Form, deren Breite sich von 180 km im Westen zu 32 km im Osten verändert. Im Ostteil des Kanals gibt es eine Verbindung mit der Nordsee. Der Kanal ist mit einer Mittleren Tiefe von 120 Meter im Westen und 45 Meter im Osten der Kleinste von allen Seen des Kontinentalen Schelfs.

Biskaische Meeresbucht

Die Biskaische Meeresbucht grenzt im Osten an die westliche Küste Frankreichs und im Süden an die Nordküste Spaniens. Die maximale Tiefe beträgt 4800 Meter. Die Oberflächenströmungen sind beeinflusst von der Zirkulation im Uhrzeigersinn des Nordatlantiks. Oft entstehen Störungen dieser Strömungen durch Wind, so das diese Strömungen in jeder Richtung auftreten können. Es existieren starke Gezeitenströme.

3.2 Hydrologie des Untersuchungsgebiets /Be 81/

Die Nordwesteuropäischen Küstengewässer erhalten ihre Wassermengen aus dem Nordatlantischen Strom (Weiterführung des Golfstroms). Vor Europa spaltet er sich in zwei Zweige. Ein Zweig schwenkt als Portugal- und Kanarenstrom südwärts und versorgt die Biskaische Bucht mit Wasser. Ein andere Zweig tritt in die Norwegensee über, Ausläufer dieser beiden Stromzweige versorgen die Irische See, die Nordsee und den Ärmelkanal mit Wasser. In der Nordsee dringt Wasser ozeanischer Herkunft ein, zum einen von Südwesten durch den Englischen Kanal und zum anderen von Norden her zwischen Schottland und Norwegen. Ein Teilstrom aus Norden verläuft entlang der Ostküste Großbritanniens und trifft auf den Strom durch den Englischen Kanal. Beide Ströme verlaufen entlang der Küste Belgiens, Hollands, Deutschlands und Dänemarks. Im Skagerrak fließt ein kleiner Teilstrom in die Ostsee hinein, und der größte Teil fließt hinaus in den Nordatlantik.

In der Ostsee sinkt das Wasser ozeanischen Ursprungs mit hoher Salzkonzentration nach unten, und das Wasser aus der Ostsee mit niedrigem Salzgehalt steigt an die Oberfläche. Aus der Bilanzbetrachtung folgt, daß netto aus der Ostsee eine Wasserzufuhr in die Nordsee erfolgt. Diese Strömungen sind allerdings nur am Eingang der Ostsee zu beobachten. Im Inneren der Ostsee werden diese Wasserbewegungen durch den Windeinfluß erzeugt.

Der Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes enthält fünf Komponenten:

- ◆ Einstrom,
- ◆ Ausstrom,
- ◆ Verdunstung,
- ◆ Niederschlag und
- ◆ festländische Zuflüsse.

Wegen der Größe des Untersuchungsgebietes und der Menge der darin fließenden Wassermengen bleiben die festländischen Zuflüsse unberücksichtigt, deren Wassermengen relativ klein sind. Ein weiterer Grund ist, daß Gebiete, wo salzreiches Wasser ozeanischer Herkunft mit süßem Wasser festländischer Herkunft zusammentrifft, separat betrachtet werden müssen, aufgrund der Änderung von Parametern, die für die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen von Bedeutung sind (z.B. pH-Werte, Kd-Werte, Salzgehalt, Temperatur, Dichte u.s.w.). Verdunstung und Niederschlag halten sich im Untersuchungsgebiet nach /Be 81/ im Gleichgewicht.

Die Meeresströmungen in den Nordwesteuropäischen Gewässern werden aus folgenden Komponenten zusammengesetzt:

- Gezeitenströme
- meteorologisch bedingte Strömungen
- Einfluß der großräumigen atlantischen Zirkulation
- dichtebedingte Strömungen

Für weitere Einzelheiten siehe /Be 81/, /Ma 74/, /ICES 83/, /Le 70/, /Sn 83/, /Go 71/. Einen guten Einblick in Strömungsverhältnisse in der Nordsee liefert Bild 3-2 aus /Bö 22/. Diese Darstellung basiert auf Salzgehaltsverteilungen und wird in diesem Zusammenhang immer wieder erwähnt aufgrund seiner Übersichtlichkeit.

Einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der Strömungsvorgänge in den Nordwesteuropäischen Küstengewässern lieferten die Freisetzungen der Wiederaufbereitungsanlage Sellafield. Ihr Weg durch den marinen Wasserkörper wurde durch regelmäßige Messungen ermittelt. Als wichtiger Tracer gilt Cs-137, welches aufgrund seiner relativ geringen Affinität zu Schwebstoff und seiner großen Halbwertszeit für derartige Betrachtungen besonders eignet. Solche Messungen wurden vom Deutschen Hydrographischen Institut durchgeführt und zeigen, daß - anders als man erwarten würde - die Freisetzungen Sellafields von der Irischen See aus nicht zum Nordatlantik fließen, sondern in die Nordsee (s. Bild 3-3).

Die Temperatur in den Nordwesteuropäischen Gewässern ändert sich aufgrund der Dämpfung, die der Zufluß vom Nordatlantik verursacht, nicht stark. Deshalb wird der Temperatureinfluß auf die Modellparameter nicht berücksichtigt. Näheres über die Temperaturverteilung und Wärmebilanz in /Be 81/.

Der Salzgehalt variiert im Untersuchungsgebiet folgendermaßen: In der Biskaischen Meeresbucht findet sich das Wasser ozeanischen Ursprungs mit hohem Salzgehalt, so auch in der Irischen See und im Kanal (35%). In der Nordsee macht sich der Zufluß vom Festland im Süden bemerkbar, und in der Ostsee sinkt der Salzgehalt auf 20%.

3.3 Einflußparameter für die Ausbreitung radioaktiver Stoffe

Die Wassertransportraten zwischen den verschiedenen Gebieten stellen den wichtigsten hydrologischen Parameter dar. Als Wassertransportrate wird der Wasserzufluß von einem Gebiet zum anderen bezeichnet, unabhängig davon, ob es sich um einen Advektion- oder horizontalen turbulenten Diffusions- oder winderzeugten Strom handelt. Es versteht sich von selbst, daß sich diese Parameter niemals exakt bestimmen lassen, und daß ihre Beträge Streitpunkt vieler Fachleute waren und sein werden.

Ein weiterer wichtiger hydrologischer Parameter ist die Tatsache, daß das Meerwasser geschichtetes Wasser ist. Zwischen den Wasserschichten existiert die sogenannte Sprungschicht. Diese kann zwei Wasserschichten mit unterschiedlichen Temperaturen trennen, so spricht man von Temperatursprungschicht, oder zwei Schichten mit unterschiedlichen Salzgehalt, die haline Sprungschicht. Beide Arten der Sprungschicht führen zu einer Änderung der Dichte. Dabei beeinflußt im allgemeinen die Temperatur stärker die Dichte als der Salzgehalt (in subtropischen Gebieten weisen die Oberflächengewässer trotz des hohen Salzgehalts aufgrund der hohen Temperatur eine kleine Dichte auf, so entsteht eine stabile Schichtung, welche die Konvektion erschwert). Durch die Existenz der Temperatursprungschicht wird der vertikale Austausch, den Turbulenzen durch Wind und Oberflächenwellen verursachen, gestört. Die vertikale Turbulenz erlischt, wenn der Quotient aus Dichte und Geschwindigkeitsgefälle einen Grenzwert erreicht. Bei den Nordwesteuropäischen Gewässern gibt es Gebiete mit einer ganzjährigen Temperatursprungschicht (norwegische Rinne), sowie Gebiete in denen es keine Schichtung aufgrund der starken Gezeiten geben kann (Irische See). Es existieren auch Gebiete mit nur saisonaler Schichtung, wie es in der mittleren Nordsee der Fall ist.

Bei der Modellierung der Ausbreitungsprozesse von radioaktiven Stoffen im Untersuchungsgebiet müssen auch biologische Vorgänge der im Schelfmeer lebenden Meerestiere betrachtet werden. Die Nordwesteuropäischen Meere sind als Schelfmeere dadurch ausgezeichnet, daß sie zu den biologisch produktivsten Gebieten gehören. Radioaktive Stoffe, die in diese Gewässer gelangen, werden von der gesamten Flora und Fauna akkumuliert. So, wie passive anorganische

Stoffe eine Zyklus zwischen den drei ernährungsphysiologischen Typen (Produzenten, Konsumenten, Destruenten) von Organismen durchmachen, können radioaktive Stoffe auch in eine solche Kette gelangen, bevor sie aus der Biosphäre verschwinden. Der Kreislauf eines Ökosystems sieht folgendermaßen aus:

Autotrophe Pflanzen können als primäre Produzenten aus abiotischen Quellen organische Verbindungen aufbauen. Davon leben die Konsumenten (Pflanzenfresser, bzw. Fleischfresser). Die toten organischen Rückstände der Produzenten und Konsumenten (Detritus) werden durch die Destruenten wieder zu anorganischen Stoffen abgebaut und damit erneut dem Kreislauf zu Verfügung gestellt. Diese Wechselwirkungen sind in Bild 3-4 dargestellt /Whi 82/.

Nach Empfehlungen von /Ge 86/ sollte man bei der Entwicklung von Ausbreitungsmodellen die Wechselwirkung von Teilchen biologischer Herkunft mit den radioaktiven Stoffen berücksichtigen, wie auch die zerstörende Wirkung von Organismen durch ihre Bewegung im Sediment (Bioturbation). Diese Empfehlung beruht auf der Tatsache, daß Partikel biologischer Herkunft (fecal Pellets, Detritus u.s.w.) schwerer sind als der Schwebstoff im Wasser und schneller sinken. So wird ein Teil des radioaktiven Materials dem Wasser entzogen und den Prozessen im Sediment zur Verfügung gestellt. Es kann deshalb sein, daß durch die Aktivität der Destruenten im Sediment noch lange radioaktives Material verzögert freigesetzt wird, nachdem die radioaktive Wolke vorbeigeflossen ist. Der Transport von akkumulierter Aktivität in der Biomasse in horizontaler Richtung ist aufgrund der geringen Dichte von Biomasse im Wasser vernachlässigbar im Vergleich zu Transport durch die Wassermassen.

3.4 Unterteilung des Untersuchungsgebiets in Kompartimente

Bei dieser Arbeit wurde die Aktivitätskonzentrationsverteilung in den Nordwesteuropäischen Küstengewässern mit Hilfe eines Kompartimentmodells (Boxenmodells) berechnet. Bei einem Kompartimentmodell wird das Untersuchungsgebiet in Kompartimente (Seegebiete) unterteilt. Kompartimente oder Boxen sind Räume, in denen die untersuchte physikalische Größe als homogen verteilt angenommen wird. Mathematisch ausgedrückt wird die untersuchte physikalische Größe als das Volumenintegral dieser Größe innerhalb eines Raumes (Kompartiment) beschrieben. Der Vorteil dieser betrachtungsweise ist, daß man die genauere Betrachtung meist komplexer Vorgänge innerhalb eines Kompartiments, die sowohl unbekannt als auch für die Untersuchung unwichtig sind, vermeidet. Näheres über Kompartimentmodelle findet sich bei Eriksson s. /Er 71/.

Eine wichtige Frage ist, nach welchen Kriterien ein Seengebiet in Kompartimente unterteilt wird. Die Aussage, daß in einem Kompartiment die interessierende Größe, hier die Radionuklidkonzentration, homogen sein muß, ist ein Kriterium. Ein anderes ist die Verteilung von Salz im Meerwasser und die Temperaturverteilung. Aus Betrachtungen der Verteilung von Phyto- und Zooplankton kann man ein Meer ebenfalls in Kompartimente unterteilen.

Ein weiteres Kriterium liefert der Vergleich des Mischungszeitraums mit der Transitzeit. Der Mischungszeitraum ist die Zeit, die erforderlich ist bis eine homogene Verteilung des Radionuklids erreicht ist. Die Transitzeit ist die Zeit, in der das Radionuklid sich im betrachteten Raum aufhält. Damit ein Meeresgebiet als ein Kompartiment betrachtet wird, muß folgendes gelten:

$$t_o > T_m \quad [3-1]$$

t_o (s) = Transitzeit
 T_m (s) = Mischzeit

Diese Zeiträume lassen sich folgendermaßen bestimmen:

$$t_o = \frac{C}{c} \quad [3-2]$$

C (Bq/m³) = Radionuklidkonzentration am betrachteten Ort
 c (Bq/m³s) = Radionuklidkonzentrationsfluß am betrachteten Ort

und

$$T_m = \frac{L^2}{2K} \quad [3-3]$$

L (m) = charakteristische Länge(Tiefe des Meeresgebiets)
 K (m²/s) = Diffusionskoeffizient

Aufgrund solcher Überlegungen wurde bei dieser Arbeit das Untersuchungsgebiet in 35 Kompartimente unterteilt. Ein Kompartiment ist der Atlantische Ozean, mit dem die Nordwesteuropäischen Gewässer Wasser austauschen. Ebenfalls ein Kompartiment sind die Biskaische Bucht, die Schottischen Gewässer und die Keltische See. Die Irische See wurde in vier Kompartimente aufgeteilt. Eins davon ist ein relativ kleines Kompartiment um die Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield. Die WAA Sellafield ist nach Kapitel 2 die wichtigste Quelle radioaktiver Stoffe im Untersuchungsgebiet. Indem man ein relativ kleines Kompartiment um diese Quelle betrachtet, kann man so die Konzentrationsverteilung realistischer berechnen, als in einem Großen regionalen Kompartiment, wo die Konzentration aufgrund der großen Verdünnung niedriger erscheint. Dieses "lokale" Kompartiment liegt innerhalb eines "regionalen" Kompartiments. Alle physikalischen Prozesse, die in einem "regionalen" Kompartiment stattfinden, finden auch in einem "lokalem" statt. Der einzige Unterschied ist, daß es Wassertransportvorgänge nur mit dem entsprechenden regionalen Kompartiment gibt.

Die Nordsee mit dem Skagerrak wurde in vierzehn Kompartimente unterteilt /ICES 83/. Besonders komplizierte Strömungszustände herrschen im mittleren und östlichen Teil der Nordsee. Im mittleren Teil sind nur schwache Strömungen ohne ausgeprägte Richtung vorhanden. Im Sommer wird der mittlere Nordseeteil durch die Doggerbank und die Temperatursprungschicht in zwei unterschiedliche Teile getrennt. Deswegen wurden hier zwei Kompartimente betrachtet.

Die Gewässer vor der Norwegischen Rinne wurden als vier Kompartimente aufgefaßt aufgrund der existierende permanente Temperatursprungschicht.

Die Ostsee wurde in zehn Kompartimente unterteilt, die fast ihrer natürlichen Unterteilung entsprechen. Die mittlere Ostsee wurde (nach /Ha 87/) in einen östlichen und einen westlichen Teil sowie aufgrund permanenter Schichtung in zwei Schichten in der Vertikalen unterteilt. Die bei dieser Arbeit gewählte Aufteilung der Nordwesteuropäischen Küstengewässer in Kompartimente, ist in Bild 3-5 gezeigt. Das Bild 3-6 zeigt schematisch die Kompartimente und den zwischen ihnen stattfindenden Wasseraustausch.

Bei bisherigen Boxenmodellen wurde eine Unterteilung in Boxen nach Fischfanggebieten gewählt. Der Grund ist daß diese Modelle die Bestimmung der Kollektivdosis der Bevölkerung aus Fischingestion bezweckten und somit die Aufteilung des Untersuchungsgebiets aus Karten der Fischwirtschaft übernahmen. So ergab sich für die Nordsee eine Unterteilung in einen nördlichen, mittleren und südlichen Teil. Die oben beschriebene hydrologische Besonderheiten der Nordsee wurden nicht berücksichtigt.

4. Transportprozesse radioaktiver Stoffe im marinen Milieu

Allgemeine Advektions / Diffusionsgleichung

Die Aktivitätsverteilung im Meerwasser wird mit Hilfe der allgemeinen Advektion / Diffusionsgleichung beschrieben. Zusätzlich zu der Advektions- und Diffusionsgleichung werden in der Advektions / Diffusionsgleichung ein Term zur Beschreibung des radioaktiven Zerfalls und ein Term zur Beschreibung der Quellen bzw. Senken der Aktivität berücksichtigt. Allgemein sieht die Gleichung zur Bestimmung der Aktivitätskonzentration im Meerwasser so aus /NCRP 84/:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \partial \frac{U_i A}{\partial x_i} = \partial \frac{\varepsilon_i \frac{\partial A}{\partial x_i}}{\partial x_i} + Q - \lambda_r A$$

[4-1]

$$\partial \frac{U_i A}{\partial x_i} \quad (\text{Bq/s}) \quad = \quad \text{Advektionsterm}$$

$$\partial \frac{\varepsilon_i \frac{\partial A}{\partial x_i}}{\partial x_i} \quad (\text{Bq/s}) \quad = \quad \text{Diffusionsterm}$$

$$Q \quad (\text{Bq/s}) \quad = \quad \text{Quelle bzw. Senke des betrachteten Nuklids}$$

$$\lambda_r A \quad (\text{Bq/s}) \quad = \quad \text{radioaktiver Zerfall}$$

$$A \quad (\text{Bq}) \quad = \quad \text{Aktivität des betrachteten Nuklids}$$

$$x_i \quad (\text{m}) \quad = \quad \text{Kartesische Koordinaten}$$

$$U_i \quad (\text{m/s}) \quad = \quad \text{Geschwindigkeit in der i-ten Achse, } i=x,y,z$$

$$\varepsilon_i \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad = \quad \text{Diffusionskoeffizient in Richtung der i-ten Achse, } i=x,y,z$$

$$\lambda_r \quad (1/\text{s}) \quad = \quad \text{Zerfallskonstante des betrachteten Nuklids}$$

$$\lambda_r = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$$

[4-2]

$T_{1/2}$ (s) = Halbwertszeit des betrachteten Nuklids (s. Tabelle 4-3)

4.1 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen

Nach den vorherigen allgemeinen Ausführungen werden die in dieser Arbeit benutzten Gleichungen dargestellt. Diese Gleichungen ergeben sich durch Vereinfachung der allgemeiner Advektions / Diffusionsgleichungen für Meeresgebiete mit teilweise homogener Aktivitätskonzentrationsverteilung.

Wie im Kapitel 3 gezeigt wurde, ergab die Unterteilung des Untersuchungsgebiets in Gebiete homogener Verteilung von Salzgehalt und Temperatur die Kompartimente, wie sie im Bild 3-5 dargestellt sind. Wird eine Menge von radioaktivem Material in einem oder mehreren von diesen Kompartimenten freigesetzt, dann findet eine Verteilung von radioaktiven Material in den verschiedenen Medien statt. Bei dieser Arbeit wurde die Verteilung zwischen den Medien filtriertes Wasser, Schwebstoff, Teilchen biologischer Herkunft und Sediment innerhalb eines Kompartiments betrachtet (s. Bild 4-1).

Das Sediment wurde in drei übereinander liegende Schichten aufgeteilt. Für jedes dieser Medien und Kompartimente wurde eine Differentialgleichung erster Ordnung aufgestellt, die die Änderung der Aktivität mit der Zeit beschreibt.

4.2 Berechnung der Aktivitätskonzentration im Wasser

Die Vorgänge, die in der Bilanzgleichung für Wasser bei dieser Arbeit mitberücksichtigt wurden, sind.

1. Es existiert ein Wassertransport zwischen benachbarten Kompartimenten. Dieser Wassertransport wird durch zwei Terme beschrieben, Zufluß und Abfluß mit jedem benachbarten Kompartiment.
2. Die im Wasser anfangs in Lösung befindlichen radioaktiven Stoffe werden teilweise von Schwebstoffen aufgenommen. So existiert ein Strom von radioaktiven Material vom Wasser zum Schwebstoff (Sorption). Durch Änderung der chemischen Eigenschaften im Wasser (pH-Wert, Oxidationszustand) oder der physikalischen Eigenschaften (Temperatur, Salzgehalt) kommt auch der Vorgang der Desorption vor. Es existiert also auch ein Strom von radioaktiven Material vom Schwebstoff zum Wasser.

3. Aufgrund der Existenz von Lebewesen im Meerwasser wird ein Teil der Radioaktivität in diesen Organismen akkumuliert. Durch den Metabolismus, das gegenseitige Fressen und Gefressen werden, das Sterben, werden Teile dieser Meeresorganismen schnell (aufgrund ihrer großen Masse) zum Meeresboden sinken. Dort werden sie durch die Destruenten in ihre anorganischen Bestandteile aufgelöst und so dem Wasser zurückgegeben. Es wird also in der Bilanzgleichung des Wassers nicht nur Sorption und Desorption mit dem Schwebstoff, sondern auch Sorption und Desorption mit Teilchen biologischer Herkunft mitberücksichtigt. Die verzögerte Rückgabe radioaktiven Materials zum Wasser wird durch den biologischen Zerfall ausgedrückt. Wenn in einem Kompartiment eine permanente Sprungschicht existiert, dann müssen aufgrund der Versenkung dieser Teilchen zwei übereinanderliegende Meeresschichten betrachtet werden.
Eine permanente Sprungschicht existiert in der Norwegischen Rinne und in der mittleren Ostsee. In diesen Gebieten entsteht also ein Strom von radioaktivem Material aus Teilchen biologischer Herkunft von der oberen zu der unteren Schicht. Die partielle Entleerung der oberen Wasserschicht von radioaktivem Material führt zu einer Zunahme der Aktivität in der unteren Schicht.
4. Das Wasser über den Meeresboden und das Porenwasser im Sediment tauschen durch molekulare Diffusion radioaktive Stoffe miteinander aus. Es existiert neben der molekularen Diffusion aber auch eine andere Art "Diffusion", die dadurch verursacht wird, daß das Benthos (Tierwelt des Meeresbodens) im Sediment sich bewegt und so unbelastetes Material an die Meeresoberfläche bringt. Das führt zu einer schnelleren Kontamination der tieferen Sedimentschichten. Diese zusätzliche "Diffusion" wird als Bioturbation bezeichnet.
5. Als weitere Terme in der Bilanzgleichung erscheinen der radioaktive Zerfall und der Quellterm. Es wird angenommen, daß zum Zeitpunkt der Freisetzung das gesamte radioaktive Material dem Medium Wasser zugeführt wird.

Es wurden für das Gebiet der Norwegischen Rinne und der mittleren Ostsee zwei übereinander liegende Wasserschichten betrachtet. Für diese beiden Gebiete existieren somit eine obere und eine untere Wasserschicht die miteinander nur durch Sedimentation und Versenkung biologischer Teilchen Wechselwirken. Vertikale Diffusion und Advektion werden nicht berücksichtigt aufgrund der existierenden permanenten Temperatursprungschicht.

Die formelmäßige Erfassung der oben beschriebenen Vorgänge sieht für das i-te Kompartiment an der oberen Wasserschicht (nur für die Norwegische Rinne und für die mittlere Ostsee) folgendermaßen aus:

Obere Wasserschicht

$$\frac{\partial A_{w,o}}{\partial t} = \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^N (K_{ji} C_{w,o} - K_{ij} C_{w,o}) \\ + K_{ss,w} C_{ss,o} - K_{w,ss} C_{w,o} - \lambda_r A_{w,o} \\ - K_{w,b} C_{w,o} + K_{b,w} C_{b,o} + Q$$

[4-3]

$A_{w,o}$ (Bq) = Aktivität des betrachteten Nuklids in der oberen Wasserschicht

i, j = Kompartimentnummern

N = die Anzahl der hier betrachteten Kompartimente bei dieser Arbeit gleich mit 35

$K_{ij} C_{w,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment i zum Kompartiment j

$K_{ji} C_{w,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment j zum Kompartiment i

$K_{ss,w} C_{ss,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Desorption aus den Schwebstoffen

$K_{w,ss} C_{w,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Sorption in Schwebstoffen

$\lambda_r A_{w,o}$ (Bq/a) = radioaktiver Zerfall

$K_{w,b} C_{w,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Sorption in Teilchen biologischer Herkunft

$K_{b,w} C_{b,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Desorption vom Teilchen biologischer Herkunft

$$Q \quad (\text{Bq/a}) = \text{Quellterm}$$

$$C_{w,o} \quad (\text{Bq/m}^3) = \text{Aktivitätskonzentration in der oberen Wasserschicht}$$

Die Aktivitätskonzentration in der oberen Wasserschicht ist:

$$C_{w,o} = \frac{A_{w,o}}{V_w}$$

[4-4]

$$V_w \quad (\text{m}^3) = \text{Wasservolumen}$$

Das Wasservolumen der Kompartimente wurde aus /Cla 80/ und /ICES 83/ entnommen und ist in Tabelle 4-2 zu finden.

$$C_{ss,o} \quad (\text{Bq/t}) = \text{Aktivitätskonzentration in Schwebstoffen der oberen Wasserschicht}$$

$$C_{ss,o} = \frac{A_{ss,o}}{V_{ss,o}}$$

[4-5]

$$A_{ss,o} \quad (\text{Bq}) = \text{Aktivität des betrachteten Nuklids im Schwebstoff der oberen Wasserschicht}$$

$$V_{ss,o} \quad (\text{t}) = \text{Schwebstoffvolumen}$$

Das Schwebstoffvolumen läßt sich aus dem Wasservolumen und dem Schwebstoffgehalt bestimmen. Der Schwebstoffgehalt der Kompartimente wurde aus /Cla 80/ und /ICES 83/ entnommen und ist in Tabelle 4-2 zu finden.

$$C_{b,o} \quad (\text{Bq/t}) = \text{Aktivitätskonzentration in Teilchen biologischer Herkunft der oberen Wasserschicht}$$

$$C_{b,o} = \frac{A_{b,o}}{V_b}$$

[4-6]

$$A_{b,o} \quad (\text{Bq}) = \text{Aktivität des betrachteten Nuklids in Teilchen biologischer Herkunft}$$

$V_{b,o}$ (t) = Volumen der Teilchen biologischer Herkunft

Das Volumen der biologischen Teilchen läßt sich ähnlich wie das Schwebstoffvolumen aus dem Wasservolumen und dem Gehalt der Teilchen biologischer Herkunft bestimmen. Der Gehalt an Teilchen biologischer Herkunft wurde aus /Kre 74/ ermittelt und beträgt 2. gr/m³.

K_{ji} (m³/a) = Wassertransportraten vom Kompartiment j zu Kompartiment i an der oberen Wasserschicht

K_{ij} (m³/a) = Wassertransportraten vom Kompartiment i zu Kompartiment j an der oberen Wasserschicht

Die Wassertransportraten vom Kompartiment i zum Kompartiment j sind aus /Cla 80/ und /Hal 87/ ermittelt und in der Tabelle 4-1 aufgeführt.

$K_{ss,w}$ (t/a) = Austauschkoeffizient für Transfer vom Schwebstoff zum Wasser

$K_{w,ss}$ (m³/a) = Austauschkoeffizient für Transfer vom Wasser zum Schwebstoff

$K_{b,w}$ (t/a) = Austauschkoeffizient für Transfer von Teilchen biologischer Herkunft zum Wasser

$K_{w,b}$ (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer vom Wasser zu den Teilchen biologischer Herkunft

λ_r (1/a) = radioaktiver Zerfall

Die Austauschkoeffizienten für die Sorption und Desorption mit Schwebstoffen und Teilchen biologischer Herkunft für ein beliebiges Kompartiment lassen sich folgendermaßen bestimmen /Ge 86/:

$$\boxed{K_{w,ss} = V_w K_1} \quad [4-7]$$

$$\boxed{K_{ss,w} = \frac{K_{w,ss}}{K_d}} \quad [4-8]$$

$$\boxed{K_{w,b} = V_w K_{b1}} \quad [4-9]$$

$$\boxed{K_{b,w} = \frac{K_{w,b}}{K_d}} \quad [4-10]$$

K_d (m³/t) = Aktivitätskonzentration in den Schwebstoffen /
Aktivitätskonzentration im Wasser

Näheres über den Kd-Wert sind im Anhang B beschrieben. Die Kd-Werte für einige Nuklide sind in der Tabelle 4-3 .

K_1 (1/a) = Sorptionsraten der Schwebstoffe
 K_{b1} (1/a) = Sorptionsraten der Teilchen biologischer Herkunft
 V_w (t) = Wasservolumen

Die Sorptionsraten hängen von der Art der Schwebstoffe und ihre Mengen im Wasser ab, aber nicht von der Art des Nuklids, im Gegensatz zu den Desorptionsraten /Ge 86/.

Für die Bestimmung der Sorptionsraten wird die Konzentration des Thoriums im Meerwasser und in den Schwebstoffen gemessen. Solche Messungen ergaben für den K_1 den Wert 1,5 (1/a) und für K_{b1} den Wert 0,1 (1/a) für das Meerwasser /Ge 86/. Diese Werte wurden auch bei dieser Arbeit verwendet. Aus Gl. (4-8) bzw. Gl. (4-10) kann man die Desorptionsraten mit Hilfe der Nuklidspezifischen Kd-Werte bestimmen.

Untere Wasserschicht

Die untere Wasserschicht ist bei allen Meeresgebieten vorhanden. Diese Wasserschicht ist bei den meisten Meeresgebieten die einzige. Die Verteilung der Aktivität wurde hier folgendermaßen berechnet:

$$\frac{\partial A_{w,u}}{\partial t} = \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^N (K_{ji} C_{w,u} - K_{ij} C_{w,u}) \\ + K_{ss,w} C_{ss,u} - K_{w,ss} C_{w,u} - \lambda_r A_{w,u} - K_{w,b} C_{w,u} \\ + K_{b,w} C_{b,u} + \lambda_b A_{b,u} - K_{md} C_{w,u} + K_{m\bar{d}s} \bar{C}_{s,o} + K_{b\bar{d}s} \bar{C}_{s,o} \\ - K_{bd} C_{w,u} + Q$$

[4-11]

$A_{w,u}$	(Bq) =	Aktivität des betrachteten Nuklids in der Unteren Wasserschicht
$K_{ji} C_{u,w}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment j zum Kompartiment i
$K_{ij} C_{w,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment i zum Kompartiment j
$K_{ss,w} C_{ss,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Desorption aus den Schwebstoffen
$K_{w,ss} C_{w,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Sorption in Schwebstoffen
$\lambda_r A_{w,u}$	(Bq/a) =	radioaktiver Zerfall
$K_{w,b} C_{w,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Sorption in Teilchen biologischer Herkunft
$K_{b,w} C_{b,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Desorption von Teilchen biologischer Herkunft
$\lambda_b A_{b,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch biologischen Zerfall der Teilchen biologischer Herkunft
$K_{md} C_{w,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch molekulare Diffusion von Wasser zum Sediment
$K_{m\bar{d}s} \bar{C}_{s,o}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch molekulare Diffusion vom Sediment zum Wasser (s.Kapitel 4.5)
$K_{b\bar{d}s} \bar{C}_{s,o}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransport durch Bewegung von Benthos (Tierwelt auf und im Sediment) vom Sediment zum Wasser (s.Kapitel 4.5)
$K_{bd} C_{w,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch die Bewegung von Benthos vom Wasser zum Sediment

$C_{w,u}$	(Bq/m ³) =	Aktivitätskonzentration in der unteren Wasserschicht (wird entsprechen wie $C_{w,o}$ bestimmt, s.Gl. 4-4)
$C_{ss,u}$	(Bq/t) =	Aktivitätskonzentration in den Schwebstoffen der unteren Wasserschicht (wird entsprechend wie $C_{ss,o}$ bestimmt, s.Gl. 4-5)
$C_{b,u}$	(Bq/t) =	Aktivitätskonzentration in den Teilchen biologischer Herkunft der unteren Wasserschicht (wird entsprechend wie $C_{b,o}$ bestimmt, s.Gl. 4-6)
K_{ji}	(m ³ /a) =	Wassertransportraten vom Kompartiment j zum Kompartiment i
$K_{i,j}$	(m ³ /a) =	Wassertransportraten vom Kompartiment i zum Kompartiment j
$K_{ss,w}$	(t/a) =	Austauschkoeffizient für Transfer vom Schwebstoff zum Wasser
$K_{w,ss}$	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für den Transfer vom Wasser zum Schwebstoff
$K_{b,w}$	(t/a) =	Austauschkoeffizient für den Transfer von Teilchen biologischer Herkunft
$K_{w,b}$	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für den Transfer vom Wasser zu den Teilchen biologischer Herkunft
λ_r	(1/a) =	radioaktiver Zerfall
Q	(Bq/a) =	Quellterm
K_{md}	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für Transfer durch molekulare Diffusion vom Wasser zum Sediment
$K_{m ds}$	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für Transfer durch molekulare Diffusion vom Sediment zum Wasser (s.Kapitel 4.5)
λ_b	(1/a) =	Austauschkoeffizient für Transfer durch Zerfall der Teilchen biologischer Herkunft durch Destruenten
K_{bd}	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für Transfer aufgrund der Bewegung von Benthos vom Wasser zum Sediment (s.Kapitel 4.5)
$K_{b ds}$	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für Transfer aufgrund der Bewegung von Benthos

$\bar{C}_{s,o}$ (Bq/m³) = Mittlere Aktivitätskonzentration (aus Porenwasseranteil und feste Partikel) in die oberen Sedimentschicht (s.Kapitel 4.5)

Der Austauschkoeffizient für Transfer durch Zerfall der Teilchen biologischer Herkunft wird folgendermaßen bestimmt:

$$\lambda_b = \frac{1}{\tau} \quad [4-12]$$

τ (a) = Zeitdauer des biologischen Zerfalls

Diese Zeitdauer beträgt 500 Tage /Ge 86/.

Die Austauschkoeffizienten werden folgendermaßen bestimmt:

$$K_{md} = KMD F L^{-1} UF \quad [4-13]$$

$$K_b = B F L^{-1} UF \quad [4-14]$$

KMD	(m ² /s)	=	Molekulare Diffusionskonstante
B	(m ² /s)	=	Bioturbation
F	(m ²)	=	Fläche des Kompartiments
L	(m)	=	charakteristische Länge
UF	(s/a)	=	Umrechnungsfaktor Sekunden in Jahre

Die molekulare Diffusionskonstante beträgt 10⁻⁹ m²/s /NEA 85/. Die Diffusion aufgrund der Bewegung von Benthos beträgt 3 10⁻¹³ m²/s /NEA 85/. Der Flächeninhalt der Kompartimente ist in Tabelle 4-1 zu finden (/Cla 80/, /Eva 85/, /Ha 87/). Als charakteristische Länge für Diffusionsvorgänge zwischen zwei Kompartimenten wird die mittlere Länge beider Kompartimente gewählt /NEA 85/. Für die molekulare Diffusion zwischen Wasser und Sediment wurde als charakteristische Länge die Hälfte der mittleren Tiefe eines Kompartiments gewählt, da die Dicke der oberen Sedimentschicht vernachlässigbar ist im Vergleich mit der Tiefe. Die mittlere Tiefe eines Kompartiments läßt sich mit Hilfe vom Volumen und Flächeninhalts eines

Tiefe eines Kompartiments läßt sich mit Hilfe vom Volumen und Flächeninhalts eines Kompartiments bestimmen. Das Sedimentvolumen läßt sich aus der Kompartimentsfläche und die Dicke der Sedimentschicht berechnen.

4.3 Berechnung der Aktivitätskonzentration im Schwebstoff

Es wurde eine separate Gleichung für die Berechnung der Aktivitätskonzentration im Medium Schwebstoff aufgestellt. Als Schwebstoffe werden alle Teilchen terrestrischer Herkunft bezeichnet, die durch Wind und durch Flußwasser transportiert werden. Folgende Effekte wurden berücksichtigt:

1. Zufluß oder Abfluß von Aktivität in Schwebstoffen durch den Wasseraustausch von benachbarten Kompartimenten
2. Abgabe von radioaktiven Material durch Desorption
3. Zufuhr von radioaktiven Material aus dem Wasser durch Sorption
4. Abnahme der Aktivitätskonzentration im Sediment durch Sedimentation. Je nach Wetterlage, oder allgemein je nach Geschwindigkeitsverteilung und Dichteverteilung des Wassers kommt es zur Sedimentation des Schwebstoffes. Das führt zu einer Zunahme der Aktivität in der obersten Sedimentschicht.
5. Die sedimentierten Teilchen müssen nicht zwangsläufig im Sediment liegen bleiben, bis sie von nachkommenden Teilchen vergraben werden. Die Erosion, die teilweise durch die Bodenverhältnisse sowie durch die Wetterverhältnisse verursacht wird, erzeugt einen Strom von radioaktiven Material vom Sediment zum Schwebstoff zurück.
6. Abnahme durch radioaktiven Zerfall

Ähnlich wie beim Medium Wasser existiert hier für die Norwegische Rinne und für die mittlere Ostsee eine obere und eine untere Schwebstoffschicht.

Die Berechnung der Aktivität in der oberen Schwebstoffschicht (für die Norwegische Rinne und mittlere Ostsee) geschieht mit Hilfe folgender Gleichung:

Obere Schwebstoffschicht

$$\frac{\partial A_{ss,o}}{\partial t} = \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^N (KS_{ji} C_{ss,o} - KS_{ij} C_{ss,o}) + K_{w,ss} C_{w,o} - K_{ss,w} C_{ss,o} - \lambda_r A_{ss,o} + K_{sed} C_{ss,o}$$

[4-15]

- $KS_{ji} C_{ss,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment j zu Kompartiment i
- $KS_{ij} C_{ss,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment i zu Kompartiment j
- $\lambda_r A_{ss,o}$ (Bq/a) = radioaktiver Zerfall
- $K_{sed} C_{ss,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Sedimentation
- KS_{ji} (t/a) = Schwebstofftransportraten vom Kompartiment j zum Kompartiment i
- KS_{ij} (t/a) = Schwebstofftransportraten vom Kompartiment i zum Kompartiment j

Die Schwebstofftransportraten werden aus den Wassertransportraten (s.Tabelle 4-1) und dem Schwebstoffgehalt (s.Tabelle 4-2) bestimmt.

K_{sed} (t/a) = Sedimentationsraten

Die Sedimentationsraten werden folgendermaßen bestimmt:

$$K_{sed} = SED F$$

[4-16]

SED (t/m²a) = Sedimentationskonstanten

Die Sedimentationskonstanten sind in der Tabelle 4-2 zu finden /Cla 80/, /Ha 87/.

Die Berechnung der Aktivität der unteren Schwebstoffschicht (diese Schicht ist die einzige Schwebstoffschicht bei den meisten Meeresgebieten) erfolgt mit Hilfe folgender Gleichung:

Untere Schwebstoffschicht

$$\frac{\partial A_u}{\partial t} = \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^N (K_{ji} C_{ss,u} - K_{ij} C_{ss,u}) - K_{ss,w} C_{ss,u} + K_{w,ss} C_{w,u} - \lambda_r A_{ss,u} - K_{sed} C_{ss,u} + K_{er} \bar{C}_{so} + K_{sed} C_{ss,o}$$

[4-17]

$K_{ji} C_{ss,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment j zum Kompartiment i
$K_{ij} C_{ss,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Advektion bzw. Diffusion vom Kompartiment i zum Kompartiment j
$\lambda_r A_{ss,u}$	(Bq/a) =	radioaktiver Zerfall
$K_{sed} C_{ss,u}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Sedimentation vom Schwebstoff zum Sediment
$K_{sed} C_{ss,o}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Sedimentation vom Schwebstoff der oberen zur unteren Schicht
$K_{er} \bar{C}_{so}$	(Bq/a) =	Aktivitätstransportrate durch Erosion
K_{er}	(m ³ /a) =	Austauschkoeffizient für Transfer durch Erosion

Die Berechnung des Austauschkoeffizienten K_{er} erfolgt im Kapitel 4.5.

4.4 Berechnung der Aktivitätskonzentration in Teilchen biologischer Herkunft

Nach Empfehlung von GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) /Ge 86/ wurde hier zusätzlich zum Schwebstoff das Medium Teilchen biologischer Herkunft mitberücksichtigt. Solche Teilchen haben meistens einen größeren Durchmesser (>50mm) als Schwebstoffe, sind aber schwerer und sinken schneller. Da diese Teilchen eine wichtige Rolle bei der Nuklidverteilung spielen ist z.B. bei der Arbeit von /Wa 80/ gezeigt worden. Es wurde in der Michigan See beobachtet, daß die Konzentration von Pu-239 und Pu-240 einen

Zyklus je nach Jahreszeit aufweist (s. Bild 4-2). Die niedrigste Konzentration im Epilimnion (oberste Wasserschicht des Sees) ist während des Sommers, wo eine Temperatursprungschicht existiert. Wenn man sich vor Augen hält, daß der wichtigste Quellterm der Fallout ist und nicht die um die See installierten Kernkraftwerke (nach /Wa 80/), erscheint es sehr merkwürdig, die niedrige Konzentration im Sommer trotz gehemmter turbulenter Diffusion in der oberen Wasserschicht anzutreffen. Die Erklärung ist, das durch den Detritus (entsteht aus den Zerfall von Organismen) in den Oberflächengewässern eine Entleerung an Pu erfolgt.

In der Bilanzgleichung für Teilchen biologischer Herkunft werden neben der Sorption und der Desorption auch radiologische und der "biologische" Zerfall mitberücksichtigt. Als biologischer Zerfall wird die Wiedergabe von radioaktiven Material zurück an das Wasser durch die Aktivität der Destruenten bezeichnet.

Die Berechnung der Aktivität in Teilchen biologischer Herkunft geschieht mit Hilfe folgender Gleichung:

Obere Wasserschicht

$$\frac{\partial A_{b,o}}{\partial t} = K_{w,b} C_{w,o} - K_{b,w} C_{b,o} - \lambda_r A_{b,o} - K_{ver} C_{b,o}$$

[4-18]

$\lambda_r A_{b,o}$ (Bq/a) = radioaktiver Zerfall

$K_{ver} C_{b,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Versenkung von Teilchen biologischer Herkunft

K_{ver} (t/a) = Versenkungsrate der Teilchen biologischer Herkunft

Die Versenkungsrate läßt sich folgendermaßen berechnen:

$$K_{ver} = VER F UF$$

[4-19]

VER (t/m²a) = Versenkungsrate pro Flächeneinheit

F (m²) = Flächeninhalt der Kompartimente

UF (t s /kgr a) = Umrechnungsfaktor

Die Versenkungsrate pro Flächeneinheit beträgt für alle Kompartimente $2,3 \cdot 10^{-8}$ kgr/m²s /Kre 74/.

Untere Wasserschicht

$$\frac{\partial A_{b,u}}{\partial t} = K_{w,b} C_{w,u} - K_{b,w} C_{b,u} - \lambda_r A_{b,u} + K_{ver} C_{b,o} - \lambda_b A_{b,u}$$

[4-20]

$\lambda_r A_{b,u}$ (Bq/a) = radioaktiver Zerfall

4.5 Berechnung der Aktivitätskonzentration im Sediment

Das Sediment besteht aus festen Teilchen und aus Lücken, die von Wasser, dem sogenannten Porenwasser gefüllt sind. Die Modellvorstellung sieht folgendermaßen aus:

Die radioaktiven Stoffe, die im Wasser über dem Sediment in Lösung sind, werden durch molekulare Diffusion dem Porenwasser weitergeleitet. Aus dem Porenwasser werden sie durch Sorptionsvorgänge von den umliegenden Partikeln aufgenommen. Hier wurde angenommen, daß kein Sedimenttransport zwischen den Kompartimenten stattfindet. Es gibt in der Literatur nicht genügend Daten, um die Sedimenttransporte für das Untersuchungsgebiet beschreiben zu können. Es wurden keine separaten Gleichungen für Porenwasser und feste Teilchen aufgestellt, weil die Annahme, daß zwischen der Aktivität im Porenwasser und in den festen Teilchen Gleichgewicht herrscht in diesem Fall sinnvoll ist. Die Vorgänge im Sediment sind alle von großer Dauer, und das Gleichgewicht wird bereits innerhalb von Stunden eingestellt.

Zweckmäßiger erschien die Aufteilung des Sediments in drei aufeinanderliegende Schichten: obere, mittlere und untere Schicht. Durch die Bewegung des Benthos und durch die Porenwasserdiffusion beträgt die Dicke der Sedimentschichten, die potentiell radioaktive Stoffe zurück an die Biosphäre liefern kann, zwei Meter /NEA 85/. Eine einzige Sedimentschicht könnte nicht alle physikalischen Vorgänge qualitativ gut beschreiben (z.B. findet der Erosionsvorgang nur an der oberen Sedimentoberfläche statt).

Die physikalischen Vorgänge, die in der oberen Sedimentschicht berücksichtigt wurden sind: molekulare Diffusion, Sedimentation, Erosion, Porenwasserdiffusion mit der mittleren Schicht, Diffusion aufgrund der Bewegung des Benthos (Bioturbation) und radioaktiver Zerfall. Die Dicke der obersten Schicht beträgt einen Zentimeter /NEA 85/.

In der mittleren Sedimentschicht wurden neben der Sedimentation und dem radiologischen Zerfall die Porenwasserdiffusion und Bioturbation mit der oberen Sedimentschicht sowie die

Porenwasserdiffusion mit der unteren Sedimentschicht betrachtet. Die Dicke beträgt zehn Zentimeter.

In der unteren Schicht wurde der radiologische Zerfall, die Sedimentation und die Porenwasserdiffusion mit der mittleren Schicht berücksichtigt. Die Dicke dieser Schicht ist 1,89 Meter. So wurde insgesamt die Radionuklidverteilung in einer zwei Meter dicken Sedimentschicht berechnet.

Erst nachdem diese Schicht von einem Nuklid durchwandert ist, wird es nicht mehr in die Biosphäre zurückkehren.

Die Aktivitätskonzentration im Sediment ist also eine mittlere Konzentration. Sie wird folgendermaßen definiert /Ko 84/ (z.B. für die obere Sedimentschicht):

$$\bar{A}_{s,o} = A_I + P \varepsilon A_I$$

[4-21]

$\bar{A}_{s,o}$	(Bq)	=	mittlere Aktivität in der oberen Sedimentschicht
A_I	(Bq)	=	Aktivität im Porenwasser
$P \varepsilon A_I$	(Bq)	=	Aktivität im trockenem Sediment
ε	()	=	Porosität (Volumen Porenwasser/ Gesamtvolumen)
P	()	=	Aktivität im trockenem Sediment A_{tr} / Aktivität im Porenwasser A_I

Es gilt:

$$P = K_d \rho_{tr} \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon}$$

[4-22]

Der Nachweis kommt aus der Definition des K_d -Wertes:

$$K_d = \frac{\frac{A_{tr}}{M_{tr}}}{\frac{A_I}{V_{pw}}}$$

[4-23]

M_{tr}	(t)	=	Masse trockenem Sediments
V_{pw}	(m ³)	=	Volumen Porenwasser

Daraus folgt:

$$K_d = \frac{A_{tr} V_{pw}}{A I M_{tr}}$$

[4-24]

Mit Hilfe der Porosität ε folgt:

$$K_d = P \frac{\varepsilon}{\rho_{tr}(1 - \varepsilon)}$$

[4-25]

Durch Umformung erhält man die Gleichung:

$$P = K_d \rho_{tr} \frac{(1 - \varepsilon)}{\varepsilon}$$

[4-26]

ρ_{tr} (t/m³) = Dichte vom trockenen Sediment

Die Porosität beträgt hier 0,6. Die Dichte des trockenen Sediments beträgt 2.5 t/m³ /NEA 85/.

Die Gleichungen, nach denen die Aktivitätsverteilung im Sediment bei dieser Arbeit berechnet wurde, sehen folgendermaßen aus:

Sedimente der oberen Schicht

$$\begin{aligned} \partial \frac{\bar{A}_{s,o}}{\partial t} = & K_{pd} \bar{C}_{s,m} - K_{pd} \bar{C}_{s,o} + K_{md} C_{w,u} \\ & - K_{m ds} \bar{C}_{s,o} + K_{sed} C_{ss,u} - K_{er} \bar{C}_{s,o} \\ & - \lambda_r \bar{A}_{s,o} + K_{bds} \bar{C}_{s,m} - K_{bds} \bar{C}_{s,o} \\ & + K_{bd} C_{w,u} - K_{bds} \bar{C}_{s,o} - K_{sed} \bar{C}_{s,o} / \rho_{tr} \end{aligned}$$

[4-27]

$K_{pd} \bar{C}_{s,m}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Porendiffusion von der mittleren Sedimentschicht

$K_{pd} \bar{C}_{s,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Porendiffusion von der oberen Sedimentschicht

$K_{md} C_{w,u}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch molekulare Diffusion zwischen Wasser und obere Sedimentschicht

$K_{m ds} \bar{C}_{s,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch molekulare Diffusion von der oberen Sedimentschicht zur unteren Wasserschicht

$K_{sed} C_{ss,u}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Sedimentation von der unteren Schwebstoffschicht zu der oberen Sedimentschicht

$K_{er} \bar{C}_{s,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Erosion von der oberen Sedimentschicht zu der unteren Schwebstoffschicht

$\lambda_r \bar{A}_{s,o}$ (Bq/a) = radioaktiver Zerfall

$K_{b ds} \bar{C}_{s,m}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Bioturbation von der mittleren Sedimentschicht

$K_{b ds} \bar{C}_{s,o}$ (Bq/a) = Aktivitätstransportrate durch Bioturbation von der oberen Sedimentschicht

$K_{bd} C_{w,u}$ (Bq/m³) = Aktivitätstransportrate durch Bioturbation von der unteren Wasserschicht zu der oberen Sedimentschicht

$\bar{C}_{s,o}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration der oberen Sedimentschicht

$$\bar{C}_{s,o} = \frac{\bar{A}_{s,o}}{V_{sed,o}}$$

[4-28]

$\bar{C}_{s,m}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration der mittlere Sedimentschicht

$$\bar{C}_{s,m} = \frac{\bar{A}_{s,m}}{V_{sed,m}}$$

[4-29]

$\bar{C}_{s,u}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration der unteren Sedimentschicht

$$\bar{C}_{s,u} = \frac{\bar{A}_{s,u}}{V_{sed,u}}$$

[4-30]

K_{pd} (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer Porendiffusion

K_{md} (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer durch molekulare Diffusion vom Wasser zum Sediment

$K_{m ds}$ (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer durch molekulare Diffusion vom Sediment zum Wasser, bzw. zwischen den Sedimentschichten

K_{er} (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer Erosion

K_{bd} (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer durch die Bewegung des Benthos vom Wasser zum Sediment

$K_{b ds}$ (m³/a) = Austauschkoeffizient für den Transfer durch die Bewegung des Benthos vom Sediment zum Wasser, bzw. zwischen den Sedimentschichten

Bestimmung der Austauschkoeffizienten:

$$K_{pd} = \frac{PD \quad F \quad L^{-1} \quad UF}{1 + \varepsilon P}$$

[4-30]

$$K_{bd} = B \quad F \quad L^{-1} \quad UF$$

[4-31]

$$K_{bds} = \frac{B F L^{-1} UF}{1 + \varepsilon P} \quad [4-32]$$

$$K_{mds} = \frac{KMD F L^{-1} UF}{1 + \varepsilon P} \quad [4-33]$$

$$K_{er} = \frac{ER F UF}{\rho_{tr}} \quad [4-34]$$

ER	(t/m ² s)	=	Erosionsrate pro Fläche
PD	(m ² /s)	=	Porenwasser Diffusionskonstante
B	(m ² /s)	=	Bioturbation
KMD	(m ² /s)	=	Molekulare Diffusionskonstante
F	(m ²)	=	Fläche eines Kompartiments
L	(m)	=	Charakteristische Länge
UF	(s/a)	=	Umrechnungsfaktor Sekunden in Jahre

Die Erosionrate pro Flächeneinheit beträgt hier $4 \cdot 10^{-3} \text{ t/m}^2\text{a}$. Es ist ein mittlerer Wert da der Erosionsvorgang von den Wetterbedingungen abhängt. Es wird dieser Wert für alle Kompartimente verwendet. Aufgrund der Größe der Kompartimente im Untersuchungsgebiet gibt es kein Kompartiment bei dem es nur Erosion oder nur Sedimentation gibt.

Die Porenwasser Diffusionskonstante beträgt wie die Molekulare Diffusionskonstante $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ /NEA 85/. Als Charakteristische Länge für die Diffusionsvorgänge zwischen zwei Sedimentschichten wurde die mittlere Länge beider Kompartimente gewählt /NEA 85/. Das Sedimentvolumen läßt sich aus der Kompartimentfläche und die Dicke der Sedimentschicht berechnen.

Sediment mittlere Schicht

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{A}_{s,m}}{\partial t} = & K_{pd} \bar{C}_{s,o} - K_{pd} \bar{C}_{s,m} + K_{bds} \bar{C}_{s,o} \\ & - K_{bds} \bar{C}_{s,m} + K_{sed} \bar{C}_{s,o} / \rho_{tr} - K_{sed} \bar{C}_{s,m} / \rho_{tr} \\ & - \lambda_{tr} \bar{A}_{s,m} + K_{pd} \bar{C}_{s,u} - K_{pd} \bar{C}_{s,m} \end{aligned}$$

[4-35]

Sediment untere Schicht

$$\partial \frac{\bar{A}_{s,u}}{\partial t} = K_{pd} \bar{C}_{s,m} - K_{pd} \bar{C}_{s,u} + K_{sed} \bar{C}_{s,m} / \rho_{tr} - K_{sed} \bar{C}_{s,u} / \rho_{tr} - \lambda_r \bar{A}_{s,u}$$

[4-36]

Die Austauschkoefizienten die, die Vorgänge zwischen den Sedimentschichten beschreiben, sind Konstant und unabhängig von der Sedimentschicht.

4.6 Beschreibung des entwickelten Codes

Durch die Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Kompartimente und die Aufstellung einer Bilanzgleichung für jedes Medium in diesen Kompartimenten, ergab sich ein gekoppeltes Differenzialgleichungssystem erster Ordnung (Gl. [4-10] - [4-29]). Die Lösung dieses Systems ergibt die Aktivitätskonzentrationsverteilung im Untersuchungsgebiet. Aufgrund der Struktur und der Anzahl der Gleichungen werden solche Systeme numerisch gelöst. Die dafür geeigneten Verfahren unterscheiden sich in Einschnitt, Mehrschritt, explizite oder implizite Verfahren. Jedes dieser Verfahren ist für eine spezielle Art von Gleichungssystemen geeignet. Näheres darüber in /En 84/, /Lu 87/. Eine schwierige Art von Gleichungssystemen bei denen die meisten Verfahren versagen, sind die sogenannten steifen Systeme. Bei diesen Systemen hat die Lösung Komponenten die unterschiedliches Wachstumsverhalten aufweisen.

Diese Gleichungssysteme werden mit Hilfe des Mehrschrittverfahrens von Gear gelöst /En 84/. Ein praktikables Verfahren zu Feststellung ob ein Gleichungssystem steif ist oder nicht ist, die Berechnung der Eigenwerte des Systems und die Bildung des Quotients der betragsmäßig am größten mit dem betragsmäßig kleinsten Eigenwertes. Ist dieser Wert viel größer, als ein, dann ist das System steif, sonst nicht.

Bei dieser Arbeit wurde so verfahren, daß erstmals die Eigenwerte berechnet wurden. Dafür wurde das Verfahren ODGE /Sie 85/ benutzt. Bei diese Berechnungsmethode werden die Eigenwerte mit Hilfe von finite Differenzen vom Verfahren selbst approximiert. Durch Quotientbildung der Eigenwerte wurde festgestellt, daß das System nicht steif ist.

Für solche Systeme existieren in /Sie 85/ verschiedene Programme die als Unterprogramme aufrufbar sind. Das Einschnittverfahren von Runge-Kutta-Verner mit dem Unterprogramme ODRK1 bzw. DODRK1, je nachdem ob man einfach, oder doppeltgenau rechnet, wurde in der

Vergangenheit bei vielen Anwendungen erfolgreich benutzt. Dieses Programm wurde auch bei dieser Arbeit benutzt.

Der Integrationsschritt wird vom Programm selbst bestimmt. Erforderlich sind nur Angaben über den relativen und absoluten Fehler der Lösung. Sind diese Schranken nicht einzuhalten dann werden sie um eine Zehnerpotenz vom Programm selbst erhöht.

Die bekannten Größen im Programm sind Schwebstoffkonzentration, Wasservolumina, radiologische Kenndaten, Wassertransportraten wie auch Quellterme der Aktivität. Alle anderen für die Rechnung benötigten Größen werden im Quellprogramm ermittelt. Anschließend wird das Unterprogramm DODRK1 aufgerufen, welches wiederum ein UNterprogramm aufruft in dem die Differenzialgleichungen aufgeschrieben sind. Dieses Unterprogramm ruft andere Unterprogramme auf die für jedes Kompartiment die Summation aller Zufuhren und alle Abfuhren der Aktivität durch Advektion durchführen.

5. Validierung des Modells

Um zu überprüfen ob:

- ◆ - die aufgestellten Gleichungen zur Beschreibung der Verteilung radioaktiver Stoffe,
- ◆ - die Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Kompartimente (Meeresgebiete) homogener Radionuklidkonzentration (Aktivitätskonzentration),
- ◆ - die hydrologischen und sedimentologischen Daten

die Ausbreitungsvorgänge radioaktiver Stoffe im Untersuchungsgebiet wirklichkeitsnahe beschreiben, wurde eine Testrechnung durchgeführt.

Bei dieser Testrechnung wurde die Ausbreitung des aus den Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield und La Hague und aus den oberirdischen Kernwaffentests freigesetzten Cs-137 untersucht.

In den nordwesteuropäischen Gewässern ist Cs-137 das Nuklid, für das umfangreiche Meßergebnisse vorliegen, so ist ein Vergleich von Rechenergebnisse mit Meßergebnisse möglich. Der Grund warum so viele Meßergebnisse von Cs-137 im Unetrsuchungsgebiet existieren ist :

- a) Cs-137 ist durch seine lange Halbwertszeit wichtig für die Strahlenexposition der Bevölkerung,
- b) die Freisetzungen an Cs-137 aus der WAA Sellafield sind besonders groß.

Die Ausbreitung von Cs-137 im Untersuchungsgebiet wurde für den Zeitraum 1956 bis 1985 simuliert. Dieser Zeitraum wurde als geeignet für die Validierung des Modells gewählt, weil, wie in Kapitel 2 gezeigt wurde, die ersten Freisetzungen aus der WAA Sellafield 1956 meßtechnisch erfaßt wurden. Zusätzlich gab es in diesem Zeitraum erhöhten Fallout aus den oberirdischen Kernwaffentests, der für viele Teilgebiete die einzige nennenswerte Quelle radioaktiven Material darstellte (z.B. östlicher Teil der Ostsee). Da in der Mitte der achtziger Jahre hohe Freisetzungsraten aus Sellafield stattgefunden haben und weil diese Stoffe mehrere Jahre brauchen, um sich im Untersuchungsgebiet zu verbreiten, wurde die Rechnung bis zur Mitte der achtziger Jahre erstreckt. Natürlich kann die Rechnung auch die Ausbreitung von Cs-137 für den nachfolgenden Zeitraum simulieren. Erforderlich sind dafür Angaben über die homogene Verteilung des Cs-137 aus dem Tschernobyl-Reaktorunfall im Meerwasser des Untersuchungsgebietes.

Die für die Validierung des Modells benutzten Freisetzungsraten aus dem WAA Sellafield und La Hague sind in den Bildern 5-1 und 5-2 dargestellt. Die Tabelle 5-1 enthält ebenfalls die hier benutzten Freisetzungsraten.

Angaben über Fallout von Cs-137 aus den oberirdischen Atomwaffentests im Jahre 1956 bis 1985 konnten der Literatur nicht entnommen werden. Messungen der Aktivitätskonzentration im Wasser im Jahre 1967 in Teilgebieten des Untersuchungsgebietes /Ka 71/ wurden für die Bestimmung der Aktivitätskonzentration im Jahre 1956 benutzt. Die Aktivitätskonzentration im Jahre 1967 an Cs-137 betrug in der Irischen See, im nördlichen Teil der Nordsee und mittleren Nordsee 13 Bq/m^3 , im südlichen Teil der Nordsee 24 Bq/m^3 und in der Ostsee 30 Bq/m^3 . Nach /Ka 71/ stammt die gemessene Aktivität von Cs-137 im Jahre 1967 aus dem Fallout oberirdischer Kernwaffentests. Daraus wurden mit Hilfe des Zerfallsgesetzes und unter Vernachlässigung anderer Abbauprozesse die Konzentration im Untersuchungsgebiet im Jahr 1956 bestimmt. Somit erfolgt in der Rechnung die Berücksichtigung des Fallouts als eine einmalige Aktivitätszufuhr im Jahre 1956. Die Größe dieser Zufuhr ist so daß unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls im Jahre 1967 die in /Ka 71/ gemessene Aktivitätskonzentrationen sich einstellen.

Es ist zweckmässig den Fallout zu berücksichtigen da wie Messungen zeigen /Ha 87/ für den betrachteten Zeitraum von 1956 bis 1985 stellte der Fallout die einzige Quelle radioaktiven Materials im mittleren und östlichen Teil der Ostsee.

Der Fallout nach dem Jahr 1967 aus oberirdischen Atomwaffentests wurde vernachlässigt.

Die in der Validierungsrechnung benutzten Daten sind im Kapitel 4 (Transportprozesse radioaktiver Stoffe im marinen Milieu), wo die hier entwickelte mathematische Ansätze beschrieben wurden, zu finden.

5.1 Ergebnisse der Validierungsrechnung

5.1.1 Im Wasser

Die Ergebnisse für das Medium Wasser sind den Bildern 5-3 bis 5-32 zu entnehmen. Es wurde die Aktivität im unfiltriertem Wasser (Medium Wasser mit Schwebstoffen und Teilchen biologischer Herkunft) in Abhängigkeit von der Zeit aufgetragen.

Bei den Bildern 5-3 bis 5-13 stellen die Punkte gemessene Werte dar. Die Meßpunkte wurden aus Veröffentlichungen des Deutschen Hydrographischen Instituts ermittelt (/Ka 73/, /Ka 76/, /Ka 77/, /Ka 80/, /Ka 81/, /Ka 82/, /Ka 85/, /Ka 87/, /Mu 77/). Aufgrund der Größe der Kompartimente (Flächeninhalt von einige Tausende Quadratkilometer Tab. 4-2), lagen jeweils mehrere Meßwerte vor, in einem Kompartiment, deshalb wurde für jedes Kompartiment ein Mittelwert gebildet und im Bild aufgetragen. Die Bandbreite der Messwerte lagen im Bereich von +/- 20% des Mittelwertes.

Aus den Freisetzungsraten von Cs-137 der Wiederausarbeitungsanlage Sellafield (Bild 5-1) entnimmt man daß im Jahr 1975 die größte Freisetzung stattgefunden hat. Dieses Maximum ist bei den berechneten Konzentrationsverläufe von Cs-137 der Kompartimente der Irische See, Nordsee und westlichen Teils der Ostsee ebenfalls vorhanden (s. Bild 5-3 bis Bild 5-32). Naturgemäß wird das Maximum nicht bei allen Kompartimenten gleichzeitig erreicht, sondern nach einen gewissen Zeitraum, der bestimmt wird :

- a) durch den Abstand des jeweiligen Kompartiments von der Quelle
- b) durch die Fließgeschwindigkeit der, dem Cs-137 transportierende, Wassermengen.

Die übrige Kompartimente, Biskaische Meeresbucht und der restliche Teil der Ostsee werden von der Freisetzungen von Sellafield nicht kontaminiert.

Bei der Wiederaufarbeitungsanlage La Hague fand im Jahr 1971 die maximale Freisetzung an Cs-137 (Bild 5-2). Die Berechnung zeigt einen Einfluß diese Freisetzungen bei den Kompartimenten entlang der holländische deutsche Nordseeküste bis Skagerrak, als ein relatives Maximum der Aktivitätskonzentration von Cs-137 neben dem absoluten Maximum aus der Freisetzungen aus Sellafield der in einem späteren Zeitpunkt in Erscheinung tritt (Bild 5-8, Bild 5-9, Bild 5-12).

Die Konzentration vom Cs-137 im lokalen Kompartiment um Sellafield im Jahre '75 (20 Bq/l) ist die höchste, die für das gesamte Gebiet im betrachteten Zeitraum berechnet wurde (s. Bild 5-14a). Die Aktivität im umliegenden regionalen Kompartiment beträgt 7 Bq/l (s. Bild 5-14b). Messungen der Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Meerwasser der mittleren Irischen See sind dem Bild 5-32 zu entnehmen /Cu 88/. Dieses Gebiet entspricht dem Kompartiment 4. Wie man aus dem

Vergleich der berechneten Aktivität (Bild 5-16) mit den gemessenen Aktivitäten (Bild 5-32) sieht, ist die Übereinstimmung gut.

Im Kompartiment 10 (nordöstliche Küste Großbritanniens, Bild 3-5) haben berechnete Cs-137-Konzentrationen und gemessene Konzentrationen bis zum Jahre 1975 den gleichen Verlauf. Ab diesen Zeitpunkt wachsen die gemessenen Werte schneller und erreichen im Jahr 1978 einen um den Faktor 3 größeren Wert, als die berechneten Werte (Bild 5-3).

Im Bild 5-8 (holländische Küste) existieren zwei Maxima. Das relative Maximum im Jahre 1971 entsteht durch die erhöhten Freisetzungen aus La Hague in diesem Jahr. Bei den Meßwerten liegt dieser Zeitpunkt erhöhter Konzentration später. Diese Abweichung von den berechneten Werten kann darauf zurückgeführt werden, daß die Fließgeschwindigkeit der Gewässer im Modell größer ist als in der Realität.

Die Rechenergebnisse der Aktivität von Cs-137 in der Deutschen Bucht (Kompartiment 17) zeigen nicht eindeutig den typischen Aktivitätsverlauf aus Sellafield. Das liegt einerseits daran, daß hier auch die Freisetzungen aus La Hague einen Einfluß auf die Aktivitätskonzentration haben, andererseits daran, daß der Einfluß aus Sellafield relativ klein ist, da die von den Orkney-Inseln kommenden Wassermengen durch die aus dem Englischen Kanal kommenden weit von der Deutschen Küste verdrängt werden.

Der Vergleich der Meßergebnisse der Aktivität von Cs-137 mit den berechneten Werten in der Norwegischen Rinne ergeben (Bild 5-10 und Bild 5-11) einen maximalen Unterschied um den Faktor zwei bis drei. Der westliche Teil dieser Gewässer hat eine höhere Aktivität als der östliche Teil. Dieser Sachverhalt ist sowohl bei den Messungen als auch bei den berechneten Werten zu beobachten. Der Grund sind vereinzelte Ausläufer der Strömung entlang der östlichen Küste Großbritanniens, die bis zu der Norwegischen Rinne gelangen.

Im allgemeinen gilt daß die berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 niedriger ist als die gemessene. Der Grund dafür ist, daß während im Modell von einer homogenen Aktivitätsverteilung innerhalb eines Kompartiments ausgegangen wird, sind die Meßergebnisse Messungen der Aktivitätskonzentration an der Wasseroberfläche und nicht über die gesamte Tiefe des Kompartiments verteilt.

In der Ostsee macht sich der Einfluß des Fallouts besonders stark bemerkbar. Der Grund ist der geringe Wasseraustausch mit der Nordsee. Der Einfluß der Freisetzungen aus der WAA ist hier bis zur westlichen Teil der Ostsee festzustellen (Bild 5-13). Im Bild 5-13 ist im Jahr 1964 eine erhöhte Aktivitätskonzentration gemessen worden aufgrund des Fallouts aus den oberirdischen Kernwaffentests. Die meisten Kernwaffentests haben im Jahr 1962 stattgefunden [Wei 86]. Der mittlere und östliche Teil ist nur durch den Fallout belastet wie aus den berechneten Verläufe zu sehen ist (Bild 5-26 bis Bild 5-31). Für diesen Teil des Untersuchungsgebiets in dem betrachteten Zeitraum sind keine Messungen vorhanden.

Der Vergleich der berechneten Konzentration zwischen filtriertem und unfiltriertem Wasser zeigt, daß der Unterschied je nach Kompartiment höchstens 10 Bq/m^3 beträgt. In Prozenten ausgedrückt, ist die berechnete Aktivität in festen Teilchen 5 bis 10% der Aktivität im unfiltriertem Wasser. Das liegt an der geringen Affinität des Cs-137 zu den Schwebstoffen und den Teilchen biologischer Herkunft.

5.1.2 Im Schwebstoff

Die berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff (s.Bilder 5-33 bis 5-37) zeigt einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie die Aktivität im Wasser. Die höchste Aktivität von Cs-137 in den Schwebstoffen ist in der Nähe von Sellafield. Es gibt in der Literatur keine separaten Messungen für die Aktivität der Schwebstoffe im Untersuchungsgebiet um so mit den hier berechneten Werten vergleichen zu können.

Ähnlich verhält es sich mit den Teilchen biologischer Herkunft (s.Bilder 5-38 bis 5-41), deren berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 gleiche Beträge wie die Schwebstoffe aufweisen. Aufgrund der geringen Affinität des Cs-137 in Schwebstoffen und Teilchen biologischer Herkunft ist ihr Anteil an der Cs-137-Konzentration im unfiltriertem Wasser klein.

5.1.3 Im Sediment

Um die verschiedenen physikalischen Vorgänge im Meeressediment besser beschreiben zu können, wurde im Modell, wie im Kapitel 4 beschrieben wurde, das Sediment in drei Schichten aufgeteilt. Die obere Schicht ist 1 cm hoch, die zweite 10 cm und die dritte 189 cm, so das eine Sedimentschicht von 2 m Höhe betrachtet wurde. Nach /NEA 85/ finden in Sedimenten von Schelfgebieten wichtige physikalische Vorgänge für die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen bis in 2 m Tiefe statt. Das Sediment wurde hier als nasses Sediment betrachtet. Die Dichte des nassen Sediments wurde mit $1,6 \text{ t/m}^3$ und die Porosität mit 0,6 angenommen.

Die Bilder 5-42 bis 5-44 zeigen die berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der drei Sedimentschichten der Region um Sellafield in Abhängigkeit von der Zeit. Das Bild 5-42 (obere Sedimentschicht) zeigt einen ähnlichen Verlauf wie das über dem Sediment befindenden Wasser. Das Bild 5-43 zeigt wie die Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der mittlere Sedimentschicht nach 7 Jahre, nachdem in der obere Sedimentschicht das Maximum erreicht wurde, immer noch ansteigt. Das Bild 5-44 zeigt die Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der untere Sedimentschicht mit wachsenden Tendenz und mit einem erheblichen Verzögerung gegenüber der zwei darüberliegende Sedimentschichten.

Es existieren nicht viele Messungen der Aktivität im Sediment. Aus der Literatur konnten einige Messungen der Aktivität im Sediment für den westlichen Teil der Irischen See, für das Meeresgebiet um Sellafield, für die Deutsche Bucht und für die Kieler Bucht entnommen werden.

Aus /Cu 88/ wurde ermittelt, daß die Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment des westlichen Teils der Irischen See im Jahre 85 187,4 Bq/kg betrug. Aus Bild 5-45 kann man entnehmen, daß der berechnete Wert 70 Bq/kg beträgt. In Bild 5-46 sind Messungen der oberen Sedimentschicht nahe der WAA Sellafield (aus /Mi 89/) dargestellt. Vergleicht man diese Werte mit den berechneten Werten im Bild 5-42, dann ist eine gute Übereinstimmung festzustellen.

Für die Deutsche Bucht konnte durch Mittelwertbildung aus vielen Messungen die Aktivitätskonzentration für das Jahr 1975 bestimmt werden /Mu 77/. Die Aktivität betrug 14,4 Bq/kg. Berechnet wurde 1,5 Bq/kg (Bild 5-47). Auch aus /Mu 77/ konnte für die Kieler Bucht die Aktivität im Sediment bestimmt werden. Hier ergaben die Messungen eine Aktivitätskonzentration von 4,3 Bq/kg und die Berechnungen im Bild 5-48 8 Bq/kg für das Jahr 1975.

Man kann keine generellen Aussagen über die Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werte machen, weil dafür nicht genügend Messungen der Aktivität im Sediment vorhanden sind.

6. Berechnung der Strahlenexposition

Die im Wasser emittierten und verteilten radioaktiven Stoffe verursachen eine zusätzliche Strahlenexposition zum Menschen neben der schon immer existierenden natürlichen Strahlenexposition. Mögliche Expositionspfade aus radioaktive Stoffe im Meerwasser sind:

- ◆ - externe Exposition durch Aktivität des Wasserkörpers
- ◆ - externe Exposition durch die abgelagerte Aktivität am Strand
- ◆ - interne Exposition durch die mit Meerestieren inkorporierte Aktivität
- ◆ - interne Exposition durch inhalierte Meeresluft

Da die Bevölkerung unterschiedliche Lebensgewohnheiten hat, ist die Strahlenexposition für die kritischen Personengruppe maßgebend. Als kritische Personengruppe wird diejenige Personengruppe bezeichnet mit hoher Verzehrrate an Meerestieren und langen Aufenthaltszeit an der Meeresküste. Dabei sollen sowohl die Verzehrrate an Meerestieren wie auch die Aufenthaltszeit an der Meeresküste realistisch sein.

Die Strahlenexposition läßt sich mit Hilfe der Aktivitätskonzentration bestimmen. So wird zur Berechnung der Strahlenexposition innerhalb eines Jahres, der maximale Wert den die Aktivitätskonzentration innerhalb dieses Zeitraums erreicht, verwendet.

Bei dieser Arbeit wurde die Strahlenexposition aus β - und γ -Strahlen für die oben genannten Expositionspfade, aufgrund der Ausbreitung von radioaktiven Stoffen im Untersuchungsgebiet , berechnet.

6.1 Externe γ -Exposition durch die Aktivität im Meerwasser

Bei der Berechnung der externe γ -Exposition durch die Aktivität im Meerwasser wurden hier zwei Fälle unterschieden:

I) Exposition aus dem allseitig umgebenen Wasser (Schwimmen und Tauchen).

Die jährliche Dosisrate wurde nach /Ba 81/ folgendermassen berechnet:

$$H_{\gamma} = g_{EW-\gamma} C_{wu,o} T_s \quad [6-1]$$

H_{γ} (Sv/a) = jährliche Dosisrate aus γ -Exposition durch die Aktivität des umgebenden Meerwassers

$g_{EW-\gamma}$ (Sv m³)/(h Bq) = Dosisfaktor gegenüber γ -Exposition durch Aktivität des umgebenen Gewässers (Tabelle 6-1)

$C_{wu,o}$ (Bq/m³) = Aktivitätskonzentration im unfiltriertem Wasser der oberen Wasserschicht für Meeresgebiete mit übereinander liegenden Wasserschichten, für Gebiete mit einer Wasserschicht ist dann obere Wasserschicht und untere Wasserschicht ein und dieselbe Schicht.

Die Aktivitätskonzentration im unfiltriertem Wasser der oberen Wasserschicht wurde folgendermaßen berechnet:

$$C_{wu,o} = SS C_{ss,o} + BP C_{bo} + C_{w,o} \quad [6-2]$$

SS (t/m³) = Schwebstoffkonzentration (s. Tabelle 4-2)

$C_{ss,o}$ (Bq/t) = Aktivitätskonzentration im Schwebstoff
(s. Gl. [4-5] und [4-15])

BP (t/m³) = Gehalt von Teilchen biologischer Herkunft im Wasser
(s. Kapitel 4-2)

C_{bo} (Bq/t) = Aktivitätskonzentration in Teilchen biologischer Herkunft
(s. Gl. [4-6] und [4-18])

$C_{w,o}$ (Bq/m³) = Aktivitätskonzentration im filtriertem Wasser
(s. Gl. [4-4] und [4-3])

T_s (h/a) = Aufenthalt im Meerwasser

Die Dosisfaktoren einige Radionuklide aufgrund der Exposition aus γ -Strahlen des umgebenden Wassers sind in der Tabelle 6-1 zu finden. Hier handelt es sich um die Ganzkörperdosisfaktoren. Eine Unterscheidung nach Organen ist nicht notwendig /Ba 81/.

Die Aufenthaltszeit im Meerwasser der kritische Personengruppe beträgt nach /NEA 85/ 300 h/a .

II) Exposition durch halbseitig umgebenden Meerwasser (Bootsfahren)

Es gilt hier auch die Gleichung (6-1). Es wird angenommen daß die Exposition durch halbseitig umgebenden Meerwasser die Hälfte der Exposition im Meerwasser beträgt /Ba 81/.

6.2 Externe β -Exposition durch die Aktivität im Meerwasser

Die Exposition durch β -Strahlen wird formal wie die aus γ -Strahlen berechnet. Es gilt:

$$H_{\beta} = g_{EW-\beta} C_{wu,o} T_s \quad [6-3]$$

H_{β} (Sv/a) = jährliche Dosisrate aus β -Exposition durch die Aktivität des umgebenden Meerwassers

$g_{EW-\beta}$ (Sv m³)/(h Bq) = Dosisfaktor gegenüber der β -Exposition durch die Aktivität des umgebenden Meerwassers

$C_{wu,o}$ (Bq/m³) = Aktivitätskonzentration im unfiltriertem Wasser der oberen Wasserschicht für Meeresgebiete mit übereinander liegenden Wasserschichten. Für Gebiete mit einer Wasserschicht ist dann obere Wasserschicht und untere Wasserschicht ein und dieselbe Schicht (s. Gl. 6-2).

T_s (h/a) = Aufenthalt im Meerwasser

Die Dosisfaktoren wurden aus /Ba 81/ entnommen und sind in der Tabelle 6-1 zu finden. Bei der Exposition durch β -Strahlen aus dem umgebenden Wasser wird die Haut aufgrund der geringe Eindringtiefe der Strahlen als kritisches Organ betrachtet.

Die Aufenthaltszeit der kritischen Personengruppe im Meerwasser beträgt 300 h/a /NEA 85/.

6.3 Externe Exposition durch Aufenthalt am Strand

Durch die Bestimmung der Aktivitätskonzentration im Medium Sediment kann man die externe Exposition berechnen ohne auf die Aktivitätskonzentration im Meerwasser zurückgreifen zu müssen. Es wird hier nur die Strahlenexposition aus Gammabodenstrahlung berücksichtigt. Die

Exposition aus β -Strahlung wird im allgemeinen nicht berücksichtigt aufgrund ihre Absorption durch Bewuchs am Strand oder durch die oberste Bodenschichten /Ba 81/.

Die externe Exposition bei Aufenthalt am Strand ergibt sich aus (/Bu 90/):

$$H_{se} = O f_u t_a g_b \quad [6-4]$$

H_{se} (Sv/a) = jährliche Dosisrate durch abgelagerte Aktivität am Strand

O (Bq/m²) = Flächenbezogene Aktivität

f_u () = Faktor der die endliche Geometrie des Strandes berücksichtigt ($f_u = 0,2$)

t_a (h/a) = Jährliche Aufenthaltszeit am Strand. Nach /NEA 85/ beträgt die Aufenthaltszeit 2000 h/a .

g_b (Sv m²)/(Bq h) = Dosisleistungsfaktor der Bodenstrahlung

Es gilt:

$$O = \frac{\bar{C}_{s,o}}{h_{s,o}} \quad [6-5]$$

$\bar{C}_{s,o}$ (Bq/m³) = Aktivitätskonzentration an der oberen Sedimentschicht (s. Gl. [4-28] und [4-27]).

$h_{s,o}$ (m) = Höhe der oberen Sedimentschicht (1 cm)

Die Dosisfaktoren für verschiedene Nuklide und Organe sind in /Bu 89/ zu finden. Man kann die effektive Dosisleistungsfaktoren einige Nuklide aus der Tabelle 6-2 entnehmen.

6.4 Interne Exposition durch Inkorporation von Meerestieren

Inkorporierte Aktivität wird stark oder weniger stark (je nach Nuklid) in spezielle Körperorganen akkumuliert. Das hängt davon ab ob es sich um einen transportierbaren oder nicht transportierbaren Nuklid handelt. Die nichttransportierbaren werden nach kurzer Zeit größtenteils ausgeschieden. Transportierbare sind solche die durch die Membranen des Körpers leicht transportiert werden und gelangen zu der extrazellulären Flüssigkeit und danach zu den Ablagerungsorganen. Solche Ablagerungsorgane können z.B. Nieren, Gonaden, Knochen, Knochenmark, Lunge, Magen, Dünndarm usw. sein. Die Fähigkeit eines Nuklids weiter transportiert zu werden hängt auch von der chemische Verbindung in der das Nuklid sich befindet. Das gleiche Nuklid verhält sich unterschiedlich je nach chemische Verbindung /Bu 89/.

Das aufgenommene Radionuklid bewirkt im gleichen Organ eine unterschiedliche Strahlenexposition bei verschiedenaltrige Personen. Es muss also unetrchieden werden zwischen einem 1-Jährigen Kind und einem Erwachsenen.

Die interne Exposition durch die Ingestion von Meerestieren pro Jahr wird nach /ISH 85/ folgendermassen bestimmt:

$$H_I = g_I C_{w,m} B_w P \quad [6-6]$$

H_I (Sv/a) = Jährliche Dosisrate des betrachteten Körperteils aufgrund von Ingestion

g_I (Sv/Bq) = Dosisfaktor gegenüber Ingestion für das betrachtete Nuklid, Organ und Personengruppe

$C_{w,m}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration im filtriertem Wasser

Es gilt:

$$C_{w,m} = \frac{C_{w,o} + C_{w,u}}{2} \quad [6-7]$$

$C_{w,o}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration im filtriertem Wasser
nach Gl. 4-3 und 4-4

$C_{w,u}$ (Bq/m³) = mittlere Aktivitätskonzentration im filtriertem Wasser
nach Gl. 4-11

Für Meeresgebiete mit einer Wasserschicht wird als mittlere Aktivitätskonzentration die Aktivitätskonzentration der unteren Wasserschicht betrachtet.

Bw (m³/t) = Bioakkumulation des Meerestieres für das betrachtete Radionuklid

P (t/a) = Ingestionsrate

Bei dieser Arbeit wurde die effektive Äquivalentdosis betrachtet. Mit Hilfe des Modells der effektive Äquivalenzdosis werden so eventuelle Teilkörperdosen in Ganzkörperdosen umgewandelt. Die effektive Äquivalenzdosisfaktoren einiger Radionuklide sind in der Tabelle 6-3 zusammengefasst worden /Bu 89/.

Die Bioakkumulationsfaktoren wurden aus /IAEA85/ übernommen. Der Bioakkumulationsfaktor bezeichnet den Konzentrationsfaktor des betrachteten Nuklids im Meerestierfleisch (Bq/kg)/(Bq/m³).

Einige Bioakkumulationsfaktoren sind in der Tabelle 6-4 zu finden. Näheres zu Bioakkumulationsfaktoren sind im Anhang B zu finden.

Die hier benutzte Ingestionsraten betragen für die kritische Erwachsene Personengruppe:

- ◆ 129 t/a Fisch und
- ◆ 36,5 t/a Muscheln und Krustentiere /NEA 85/.

6.5 Interne Exposition durch Inhalation von Meeresluft

Durch Inhalation von Meeresluft erfolgt eine zusätzliche interne Exposition beim Aufenthalt in der Nähe vom Meer. Die Radionuklide gelangen in der Luft durch Resuspension.

Die Aktivitätskonzentration in der Luft aufgrund der Resuspension läßt sich folgendermaßen berechnen:

$$C_a = Rwa C_{w,o}$$

[6-8]

C_a (Bq/m³) = Aktivitätskonzentration in der Luft
 R_{wa} () = Wasser-Luft-Resuspensionsfaktor
 (m³ (Wasser)/m³ (Luft))

Der Wasser-Luft-Resuspensionsfaktor beträgt nach /AI 84/ $1 \cdot 10^{-8}$ (m³ (Wasser)/m³ (Luft)).

$C_{w,o}$ (Bq/m³) = Konzentration Wasser in der
 oberen Wasserschicht (Gl. 4-3)

Die jährliche Exposition aufgrund der Inhalation der Meeresluft berechnet sich nach /ISH 85/:

$$H_B = g_B C_a IR \quad [6-9]$$

H_B (Sv/a) = jährliche Dosisrate aufgrund von Inhalation

g_B (Sv/Bq) = Dosisfaktor aufgrund von Inhalation
 je nach Nuklid und Personengruppe

IR (m³/a.) = Inhalationsrate

Hier wurde mit einer Inhalationsrate für Erwachsene von 23 m³/Tag gerechnet /NEA 85/.

Ähnlich wie bei der Strahlenexposition aus Ingestion zeigen die Radionuklide unetrschiedliches Verhalten je nach Verbindung in der sie sich befinden. So unterscheidet man die Nuklide nach Lungenretentionsklassen. Durch die Aufnahme des Radionuklids in der Lunge werden die Organe im Körper unterschiedlich stark exponiert. Diese Unterschiede wie auch das Alter der betrachtete Person wird berücksichtigt bei dem Dosisfaktor. Einige effektive Äquivalentdosisfaktoren für den Expositionspfad Ingestion sind in der Tabelle 6-3 zu finden /Bu 89/.

6.6 Kollektivdosis

Bei Kosten-Nutzen Bewertungen wird die Kollektivdosis verwendet. Die Kollektivdosis wird als Summe der Individualdosis der Personen die sich in einem bestimmten Gebiet aufhalten definiert. Sie läßt sich einfach berechnen wenn man die mittlere Individualdosis kennt und die mit der Anzahl der Personen der Betrachteten Personengruppe multipliziert.

Ist aber die mittlere Individualdosis unbekannt dann wird die Kollektivdosis aus der Ingestion von Meerestieren folgendermaßen berechnet /Cla 80/:

$$S(T) = \sum_{i=1}^N g_i L Bw F \int_0^T C_{w,p} dt$$

[6-10]

$S(T)$	(man Sv)	=	Kollektivdosis einer Personengruppe vom Zeitpunkt 0 bis zum Zeitpunkt T
$i=1, \dots, N$		=	Anzahl der betrachtete Kompartimente aus denen Meerestiere gefangen werden und dem betrachteten Kollektiv zur Verfügung gestellt werden
g_i	(Sv/Bq)	=	Dosisfaktor aufgrund von Ingestion für das betrachtete Nuklid, Organ und Alter der betrachtete Personengruppe
L	(t/a)	=	Fangrate von Meerestieren im betrachteten Meeresgebiet

Die Fangraten wurden aus /Bu 88/, /An 86/ ermittelt und sind in der Tabelle 6-5 zu finden.

F	()	=	eßbarer Anteil vom Meerestier
-----	-----	---	-------------------------------

Die hier verwendeten Anteile betragen 50% für Fisch, 35% für Krustentiere und 15% für Muscheln /Cla 80/

Bw (m³/t) = Bioakkumulationsfaktor vom betrachteten Nuklid und betrachteten Meerestier
s. Tabelle 6-4

6.7 Strahlenexposition aus Cs-137 für den Zeitraum 1956-1985

Die vorher beschriebene mathematische Ansätze zur Bestimmung der Strahlenexposition wurden verwendet um die Strahlenexposition der Bevölkerung aus flüssigen Freisetzungen des Cs-137 aus der WAA Sellafield und La Hague und dem Cs-137 Fallout aus oberirdischen Atomwaffentests zu berechnen. Der betrachtete Zeitraum war, wie auch im Kapitel 5, 1956 bis 1985. Die Ergebnisse dieser Rechnung werden hier beschrieben.

Externe Exposition

Bei dem Expositionspfad "Aufenthalt am Strand" beträgt nach /NEA 85/ die maximale Aufenthaltszeit auf dem Strand 2000 h/a. Die Bestimmung der Exposition erfolgte nach Gl. 6-4 und der benutzte Dosisfaktor für Cs-137 ist in der Tabelle 6-1 zu finden.

Im Bild 6-1 sind die Ergebnisse für die Region um Sellafield (Kompartiment Nr.2 s. Bild 3-5) dargestellt. Es wurde die effektive Äquivalentdosis aus der γ -Strahlung des Cs-137 für den oben erwähnten Zeitraum für die Sellafield Region. Für die Bestimmung der Exposition wurde innerhalb des Kompartimentes der Die Strahlenexposition erreicht maximale Werte bis zu 70 μ Sv/a.

Aufgrund der niedrigeren Cs-137 Konzentration in der Deutschen Bucht beträgt die γ -Strahlenexposition der maximal am Strand aufgehaltene Personengruppe in diesem Zeitraum höchstens 0,14 μ Sv/a s. Bild 6-2.

Der Strahlenexpositionspfad Schwimmen liefert mit einer maximalen Aufenthaltszeit von 300 h/a /NEA 85/ eine Exposition um den Faktor 100 kleiner als der Expositionspfad Aufenthalt am Strand.

Interne Exposition

Bei der Berechnung der Strahlenexposition aus Ingestion ist notwendig die Aktivität in den Meerestieren zu bestimmen. Das geschieht mit Hilfe der Aktivitätskonzentration im Wasser und mit Hilfe des Bioakkumulationsfaktors für das jeweilige Nuklid und Meerestier. In Bild 6-4a ist die gemessene Aktivität im Fisch das an Land gebracht wurde an einen Ort aus der Näheren Umgebung von Sellafield /Mi 89/. Mit einem Bioakkumulationsfaktor von 100 m³/t für Fisch

/IAEA 85/ und der berechneten Aktivitätskonzentration von Cs-137 (s. Bild 5-14a) kann man leicht feststellen, daß eine gute Übereinstimmung zwischen gemessener und hier berechneten Wert vorliegt (s. Bild 6-4b). Die berechnete Aktivität von Cs-137 im Fisch ist um den Faktor zwei höher als die gemessene. Es konnten keine weiteren Vergleiche zwischen gemessenen und berechneter Aktivität von Cs-137 im Fisch von anderen teilen des Untersuchungsgebietes erzielt werden, weil die dazu benötigten Meßwerte fehlen.

In Bild 6-5 und 6-6 ist die Dosis aufgrund von Ingestion von Fisch und Muscheln pro Jahr für die Region um Sellafield dargestellt. Diese Region ist interessant aufgrund der direkten Kontamination aus den Freisetzungen der WAA.

Bei diesen Rechnungen wurde mit einer Maximalen Verzehrrate von 600 g/d für Fisch und 100 g/d Muscheln gerechnet /NEA 85/. Aus den Bildern kann man entnehmen das die Folgeäquivalentdosis Werte bis zu 2,3 mSv/a von Fischingestion und 0,09 mSv/a aus Muschelingestion erreicht hat. Es wurde davon ausgegangen, daß die Meerestiere in die Gewässer der Sellafield Region sich ständig aufhalten.

Die hier berechnete Dosis für die kritische Personengruppe in der Deutschen Bucht aus Ingestion von Fisch beträgt maximal 20 μ Sv/a und aus Muscheln maximal 0,8 μ Sv/a.

Kollektivdosis

Die Berechnung der Kollektivdosis nach Abschnitt 6.6 erfordert die Kenntnis nicht nur der Aktivitätskonzentration des jeweiligen Nuklids, hier Cs-137, sondern auch die Fangraten aus dem jeweiligen Kompartiment für Fisch, Krustentiere oder Muscheln. Unter Fangraten sind diejenigen Mengen an Meerestieren gemeint, die von einem Seegebiet den Verbrauchern eines Landes zu Verfügung gestellt werden. So sind auch Importe an Meerestieren und Exporte für die Berechnung der Kollektivdosis aus Ingestion von Meerestieren wichtig.

Es wurde bei dieser Arbeit die Kollektivdosis der Bevölkerung der alten Bundesländer aus Cs-137 für den Zeitraum 1956-1985 ermittelt. Die dafür notwendigen Fangraten wurden aus /Bu 88/ und /An 86/ ermittelt und sind in Tabelle 6-5 zu finden.

Die Berechnungen haben eine Kollektivdosis von 230 manSv aus der Ingestion von Fisch, 10 manSv aus der Ingestion von Krustentieren und 5 manSv aus der Ingestion von Muscheln ergeben. Die pro Jahr aufgenommene Kollektivdosis der Bevölkerung der alten Bundesländer durch Ingestion von Fisch aus den nordwesteuropäischen Gewässern ist im Bild 6-7 dargestellt.

7. Sensitivitätsanalyse

Bei der Validierung des Modells in Kapitel 5 wurden Mittelwerte des Zahlenbereichs, in dem die eingehenden Parameter sich ändern können, verwendet. Da der Zahlenbereich dieser Parameter oft eine breite Verteilung hat, ist es von Bedeutung, zu wissen, wie stark die Abhängigkeit der Modellergebnisse von dieser Verteilung ist.

Solche Parameter sind:

- ◆ - Die Kd-Werte
- ◆ - Sedimentationsvorgänge
- ◆ - Erosionsvorgänge
- ◆ - Zerfall von Teilchen biologischer Herkunft
- ◆ - die zusätzliche Diffusion im Sediment aufgrund der Bewegung von Benthos.

Der Bereich, in dem die Kd-Werte sich verändern können, sind bekannt. Es kann mehrere Zehnerpotenzen Unterschied zwischen dem maximalen und dem minimalen Kd-Wert für ein Radionuklid geben.

Für die übrigen Parameter basiert der hier benutzte Wertebereich nicht auf Messungen, sondern es wird versucht, durch hypothetische Zahlenwerte ihren Einfluß zu zeigen. Für alle diese Parameter wurden Rechnungen durchgeführt. Bei diesen Rechnungen variierte nur der zu untersuchende Parameter, wobei die übrigen Parameter konstant blieben. Der Referenzfall ist die Berechnung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 für die Jahre 1975 bis 1977. Der Quellterm für diesen Zeitraum wurde aus Freisetzungen der WAA La Hague und Sellafield ermittelt. Parameter, die in das Modell eingehen und die hier konstant gehalten wurden sind:

- ◆ - Porenwasserdiffusion
- ◆ - molekulare Diffusion
- ◆ - Porosität
- ◆ - Schwebstoffkonzentration

Die für den Referenzfall benutzten Parameter entsprechen denjenigen, die in der Validierung des Modells im Kapitel 5 benutzt wurden. Das Untersuchungsgebiet sind die gesamten nordwesteuropäischen Gewässer. Die Änderung der Parameter bedingt eine Änderung der Konzentration von Cs-137 gegenüber dem Referenzfall. Die Größe dieser Änderung wird als relative Änderung gegenüber dem Referenzfall in Prozent ausgedrückt. Die Berechnungen wurden über einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführt, dieser Zeitraum genügt, um eine Änderung des

jeweiligen Parameters nachzuweisen. Da die Strahlenexposition proportional zur Aktivitätskonzentration ist, wird bei der Sensitivitätsanalyse diese nicht berücksichtigt.

Die Sensitivitätsanalyse hat folgendes ergeben:

Kd-Wert

Nach /IAEA 85/ variiert der Kd-Wert von Cs im Meerwasser zwischen 100 und 20000. m^3/t . Der empfohlene Mittelwert beträgt 2000 m^3/t . Da der Kd-Wert eine der wichtigsten Größen bei der Berechnung der Aktivitätsverteilung ist, führte seine Änderung zur Änderung der gesamten Aktivitätsverteilung. Bei der Verminderung des Kd-Wertes auf 100. m^3/t wurde gegenüber dem Referenzfall eine geringfügige Vergrößerung von Cs-137 im Wasser festgestellt (3,6%). Ebenso wurde eine Abnahme der Schwebstoff- und Sedimentaktivität um 95% gegenüber dem Referenzfall festgestellt. Bei $\text{Kd}=20000. \text{m}^3/\text{t}$ ergab sich eine Abnahme der Konzentration im Wasser um 62% und eine Zunahme der Konzentration in den Schwebstoffen und Sedimenten um 630% gegenüber dem Referenzfall.

Sedimentation

Eine Zunahme der Sedimentationsrate um zwei Zehnerpotenzen gegenüber dem Referenzfall (s. Tabelle A-2) führte zur Abnahme der Konzentration im Wasser um 23% und in den Schwebstoffen um 86%, bei gleichzeitiger Zunahme der Aktivität im Sediment um 213%. Bei der nächsten Rechnung wurde die Sedimentationsrate um zwei Zehnerpotenzen gegenüber dem Referenzfall verringert. Diese Änderung hatte eine Zunahme der Aktivität in Wasser und Schwebstoff und eine Abnahme der Konzentration im Sediment zur Folge. Die Zunahme der Konzentration im Wasser betrug 2%, im Schwebstoff 2,6%. Dagegen war die Abnehmen der Konzentration im Sediment erheblich, sie betrug 98%.

Erosion

Als weitere physikalische Größe wurde die Erosion untersucht. Es ist plausibel, daß eine erhöhte Erosion zu einer höheren Aktivitätskonzentration in den Schwebstoffen und einer niedrigeren in den Sedimenten führt. Die Rechnung ergab eine Abnahme der Konzentration in den Sedimenten um 96% bei Zunahme der Erosion um das Hundertfache gegenüber dem Referenzfalls. Eine Abnahme der Erosionsraten um zwei Zehnerpotenzen gegenüber dem Referenzfall führte zu einer Abnahme der Konzentration in Wasser und Schwebstoff und einer Zunahme der Aktivität in den

Sedimenten. Die Zunahme in den Sedimenten betrug 23%, die Abnahme im Wasser 0,88% und in den Schwebstoffen 0,9%.

Diffusion durch Bewegung von Benthos

Ein wichtiger Vorgang für die Verteilung radioaktiver Stoffe in den Sedimenten ist die Diffusion durch die Bewegung von Benthos. Eine Erhöhung dieser Diffusion um den Faktor 100 gegenüber dem Referenzfall führte zu einer relativen Abnahme in der Sedimentoberflächenschicht von 9,1% und Zunahme der Aktivität in den übrigen Sedimentschichten um 170%. Eine Reduzierung dieser Diffusion um zwei Zehnerpotenzen gegenüber dem Referenzfall führte zu einer Zunahme der Aktivitätskonzentration in der Oberflächenschicht von 0,1% und einer Abnahme in den übrigen Sedimentschichten um 1,8%.

Biologischer Zerfall

Wie in den vorherigen Kapiteln erwähnt, berechnet das Modell die Aktivitätskonzentration in Schwebstoff, Sediment und Wasser unter Berücksichtigung des Anteils der Aktivität, der in großen Teilchen biologischer Herkunft absorbiert ist. Diese Teilchen sinken schnell und bleiben in den Sedimentoberfläche, wo sie durch die Destruenten in ihre anorganischen Bestandteile zersetzt werden. Dadurch erfolgt eine verzögerte Aktivitätsfreisetzung. Der Zerfall dieser Teilchen wurde im Modell als biologischer Zerfall bezeichnet. Wird diese Zerfallskonstante um eine Zehnerpotenz gegenüber dem Referenzfall verringert, dann ergibt sich keine Änderung gegenüber der Aktivitätskonzentration des Ausgangsfalles. Eine Vergrößerung dieses Parameters um den Faktor 10 führt zu einer Zunahme der Aktivität im Wasser um 3,5% und eine Abnahme der Aktivität in Schwebstoffen und Sedimenten um 94%.

8. Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit war die Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Verteilung von radioaktiven Stoffen (Aktivitätskonzentration) in den nordwesteuropäischen Gewässern nach Einleitungen von Radionukliden aus kerntechnischen Anlagen, sowie die Berechnung der so hervorgerufenen zeitunabhängigen Strahlenexposition der Bevölkerung. Als nordwesteuropäische Gewässer werden die Irische See, die Nordsee, die Ostsee, der Ärmelkanal und die Biskaische Meeresbucht (Seegebiet vor der französischen Atlantikküste), die Schottischen Gewässer (Meeresgebiete um die Nordküste Großbritanniens) bezeichnet.

Ermittlung der Verteilung der Konzentration von radioaktiven Stoffen

Die Berechnung der Verteilung der Konzentration von radioaktiven Stoffen im Untersuchungsgebiet erfolgte mit Hilfe eines Kompartimentmodells (Boxenmodells). Bei einem Kompartimentmodell wird das Untersuchungsgebiet in Kompartimente (Seegebiete) mit homogener Aktivitätsverteilung unterteilt. Da bei den Kompartimentmodellen homogene Aktivitätsverteilung innerhalb eines Kompartiments vorausgesetzt wird, hängt die Güte des Modells unter anderem vom Grad der Erfüllung dieser Voraussetzung ab. Eine Unterteilung des Untersuchungsgebietes in viele Kompartimente erfüllt die Homogenitätsvoraussetzung besser als eine Unterteilung in wenige Kompartimente. Dem steht entgegen, daß das Untersuchungsgebiet nicht in beliebig viele Kompartimente unterteilt werden kann, weil die hydrographischen und geographischen Daten, die für die Berechnungen notwendig sind, nicht vorhanden sind.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in insgesamt fünfunddreißig Kompartimente unterteilt. Im Gegensatz zu bisherigen Arbeiten wurde hier das Meeresgebiet der Nordsee in elf statt wie bisher in drei Kompartimente aufgeteilt. Diese Aufteilung ergab sich aus Temperatur- Salzgehalts- und biologischen Betrachtungen /ICES 83/. Eine feinere Unterteilung ist mit den bisher verfügbaren Daten nicht möglich. Bei Meeresgebieten mit einer permanenten Temperatursprungschicht wie der Norwegischen Rinne und der mittleren Ostsee, wurden bei dieser Arbeit zwei übereinander liegende Wasserschichten betrachtet, da die Temperatursprungschicht den vertikalen Aktivitätsaustausch durch Diffusion oder Advektion stark hemmt oder sogar unterbindet.

Innerhalb eines solchen Kompartiments verteilt sich die Aktivität auf die verschiedenen Medien Wasser (mit der Bezeichnung "Medium Wasser" ist filtriertes Wasser ohne irgendwelche Zusätze

gemeint), Schwebstoff und Sediment. Bei dieser Arbeit wurden zusätzlich zu den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment die Teilchen biologischer Herkunft berücksichtigt. Da diese Teilchen schwer sind, sinken sie zunächst auf den Meeresboden und werden dort von Mikroorganismen in ihre anorganischen Bestandteile zerlegt. So wird dem Wasser verzögert Aktivität zurückgegeben. Für die Berechnung der Aktivität eines Radionuklids in den oben genannten Medien innerhalb eines Kompartiments wurden hier folgende Prozesse berücksichtigt:

Aktivitätskonzentration im Wasser

- ◆ - Advektion und Diffusion mit benachbarten Kompartimenten in Form von Wassertransportraten
- ◆ - Sorption und Desorption mit Schwebstoffen
- ◆ - Sorption und Desorption mit Teilchen biologischer Herkunft
- ◆ - molekulare Diffusion mit der Sedimentoberfläche
- ◆ - Diffusion aufgrund der Bewegung von Organismen auf der Sedimentoberfläche (Bioturbation)
- ◆ - radiologischer Zerfall
- ◆ - biologischer Zerfall (Zerfall von organischen Teilchen)

Für die Seegebiete mit permanenter Sprungschicht wurden für das Medium Wasser der oberen Wasserschicht alle oben erwähnten Prozesse bis auf die Wechselwirkungsprozesse mit der Sedimentoberflächen und den biologischen Zerfall berücksichtigt.

Aktivitätskonzentration im Schwebstoff

- ◆ - Advektion und Diffusion mit benachbarten Kompartimenten in Form von Schwebstofftransportraten
- ◆ - Sorption und Desorption mit dem Wasser
- ◆ - Erosion oder Sedimentation
- ◆ - radiologischer Zerfall

Aktivitätskonzentration in Teilchen biologischer Herkunft

- ◆ - Sorption und Desorption mit dem Wasser
- ◆ - radiologischer Zerfall
- ◆ - Absinken der Teilchen biologischer Herkunft

- ◆ von der oberen Wasserschicht zu der unteren Wasserschicht

Aktivitätskonzentration im Sediment

Das Sediment des Meeresbodens ist ein Gemisch aus festen Teilchen und aus Wasser, dem sogenannten Porenwasser. Die Sedimentaktivität in den hier entwickelten Modell ist eine mittlere Aktivität aus der Aktivität aus Porenwasser und festen Teilchen (s. Kapitel 4). das Sediment jedes Kompartiments wurde in drei Schichten, die obere, die mittlere, und die untere Schicht eingeteilt. Das war aufgrund der Berücksichtigung physikalischer Vorgänge, die im Sediment in verschiedenen Tiefen stattfinden.

Bei der Berechnung der Aktivitätsverteilung im Sediment wurden folgende Prozesse berücksichtigt:

Obere Sedimentschicht

- ◆ - Porendiffusion mit der mittleren Sedimentschicht
- ◆ - molekulare Diffusion mit dem Sediment
- ◆ - Sedimentation oder Erosion
- ◆ - Bioturbation
- ◆ - radiologischer Zerfall

Mittlere Sedimentschicht

- ◆ - Porendiffusion mit der oberen und unteren Sedimentschicht
- ◆ - Bioturbation mit oberen Sedimentschicht
- ◆ - Sedimentation
- ◆ - radiologischer Zerfall

Untere Sedimentschicht

- ◆ - Porendiffusion mit der mittleren Sedimentschicht
- ◆ - Sedimentation
- ◆ - radiologischer Zerfall

Für jedes Medium innerhalb eines Kompartiments wurde unter Berücksichtigung der vorher beschriebenen Prozesse eine Bilanzgleichung der Konzentration eines Radionuklids aufgestellt. So

ergab sich ein Gleichungssystem mit gekoppelten Differentialgleichungen erster Ordnung, dessen Lösung die Konzentration des betrachteten Nuklids in verschiedenen Medien im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit von der Zeit gibt.

Validierung des Modells zur Berechnung der Konzentrationsverteilung

Um das Modell zu validieren, wurde die Aktivitätsverteilung des Cs-137 im Untersuchungsgebiet berechnet. Es konnten auch die Verteilungen anderer Radionuklide berechnet werden, es wurde aber sinnvollerweise Cs-137 gewählt, weil für dieses Radionuklid die meisten Messungen (Probenahmen von Meerwasser durch Forschungsschiffe) aus dem Untersuchungsgebiet existieren.

Zur Validierung (Vergleich zwischen Rechnung und Messung) muß man im Modell alle Quellen, die in das Untersuchungsgebiet Cs-137 emittieren, berücksichtigen.

Der für die Validierung des Modells gewählte Zeitraum ist 1956 bis 1985. In diesem Zeitraum im Untersuchungsgebiet sind für das Untersuchungsgebiet die wichtigsten Quellen von Cs-137 die Freisetzungen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen La Hague und Sellafield, sowie der Fallout aus oberirdischen Atomwaffentests. So waren die Freisetzungsraten von Cs-137 aus der WAA Sellafield und La Hague wie auch der Fallout von Cs-137 aus oberirdischen Atomwaffentests die Quellterme zur Validierung des Modells /s. Kapitel 5/. Um die Vorgänge nahe an den Quellen erfassen zu können, wurde um jede Wiederaufarbeitungsanlage ein lokales Kompartiment betrachtet, das sich innerhalb eines regionalen Kompartiments befindet. Das lokale Kompartiment hat einen Wasseraustausch nur mit dem regionalen Kompartiment, innerhalb dessen es sich befindet. Dagegen hat das regionale Kompartiment einen Wasseraustausch mit jedem benachbarten Kompartiment.

Die Ergebnisse der Validierungsrechnung zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Messungen der Aktivität in unfiltriertem Meerwasser. Bei einigen Meeresgebieten kommt es vor, daß die Meßwerte für einen bestimmten Zeitraum eine höhere Konzentration von Cs-137 aufweisen, als die berechneten Werte. Die größte Abweichung wurde im Gebiet vom nordwestlichen Teil der Nordsee festgestellt und zwar für das Jahr 1977. Es wurde eine Aktivitätskonzentration von 480 Bq/m^3 Cs-137 in diesem Gebiet gemessen. Der berechnete Wert mit Hilfe des hier entwickelten Modells ist um den Faktor drei kleiner. Diese Abweichung der berechneten von der gemessenen Cs-137 Konzentration ist u. a. bedingt dadurch, daß die gemessenen Werte nicht Mittelwerte der über der Wassersäule ermittelten Konzentration sind, sondern Probeaufnahmen aus einer bestimmten Tiefe des Untersuchungsgebiets. Dadurch ist erklärbar, daß diese Abweichung dann

aufgetreten ist, als die Freisetzungsraten aus der WAA Sellafield innerhalb kurzer Zeit stark anstiegen. In diesem Zeitraum konnte sich keine homogene Verteilung einstellen.

Berechnung der Strahlenexposition

Mit Hilfe der Aktivitätskonzentration werden die individuelle und kollektive Strahlenexposition berechnet. Die individuelle Strahlenexposition wird für folgende Expositionspfade bestimmt:

- ◆ - Externe γ -Exposition durch Aktivität im Meerwasser
- ◆ - Externe β -Exposition durch Aktivität im Meerwasser
- ◆ - Externe Exposition durch Aufenthalt am Strand
- ◆ - Interne Exposition durch Inkorporation von Meerestieren
- ◆ - Interne Exposition durch Inhalation von Meeresluft

Die Berechnung der Strahlenexposition erfolgt für die kritische Personengruppe. Als "kritisch" wird die Personengruppe mit extrem hoher Verzehrrate an Meerestieren und extrem langer Aufenthaltszeit an der Meeresküste bezeichnet.

Das Modell berechnet die Kollektivdosis für die Bevölkerung der alten Bundesländer aufgrund der Ingestion von Meerestieren.

Die aus der Validierungsberechnung ermittelte Verteilung von Cs-137 im Untersuchungsgebiet diente als Eingabe zur Bestimmung der Strahlenexposition der Bevölkerung für den Zeitraum 1956-1985. Die maximale externe γ -Exposition durch Aufenthalt am Strand beträgt 70 $\mu\text{Sv/a}$. Dieser Wert wurde für das Kompartiment 1 (Region um Sellafield) und für das Jahr 79 berechnet. Die Ergebnisse (s. Kapitel 6) zeigen wie erwartet, daß der wichtigste Expositionspfad die Ingestion von Meerestieren ist. Da größere Mengen Fisch konsumiert werden, als Muscheln und Krustentiere, ist die Ingestion von Fisch der wichtigste Expositionspfad. Für die Region um Sellafield wurde eine Äquivalentdosis aufgrund der Ingestion von Fisch von bis zu 2,3 mSv/a berechnet.

Erweiterungsarbeiten

Die Entwicklung von Kompartimentmodellen zur Berechnung der Aktivitätskonzentrationsverteilung in den nordwesteuropäischen Gewässern wird stark von den zukünftig in der Literatur neu eingehenden hydrographischen und geographischen Erkenntnissen abhängen. Eine feinere Diskretisierung des Untersuchungsgebietes, die auf solchen Erkenntnissen basiert, wird die weitere notwendige Entwicklung sein.

Ebenfalls müssen die Ansätze zur Beschreibung der hier berücksichtigten Aktivitätsverteilungsprozesse verbessert werden.

Modelle zur Bestimmung der Verteilung radioaktiver Stoffe im Meer

Die Rechenmodelle zur Bestimmung der Verteilung der radioaktiven Stoffe im Meerwasser werden allgemein in Nah- und Fernfeldmodelle unterteilt. Diese Unterteilung ist bedingt durch die unterschiedliche mathematische Beschreibung der Wechselwirkungsprozesse die zur Verteilung von radioaktiven Stoffen im Meerwasser führen. Im allgemeinen geschieht die Bestimmung der Verteilung von radioaktiven Stoffen im Meerwasser, Schwebstoff und Sediment jeweils mit Hilfe der Advektions/Dispersionsgleichung (s. Kapitel 4). Während bei den Nahfeldmodellen aufgrund der Nähe an der Quelle ein sehr feine Diskretisierung des Untersuchungsgebiets erforderlich ist, kann bei den Fernmodellen auf Prozesse von kurzer Zeitdauer abgesehen und somit mit einer groben Diskretisierung des Untersuchungsgebietes auskommen. Bei den Nahfeldmodellen werden meistens Annahmen getroffen wie z.B. konstante Tiefe, konstante Strömungsgeschwindigkeit und somit ist eine analytische Lösung möglich. Nahfeldmodelle die nicht so stark vereinfachte Annahmen treffen, sind sehr kompliziert und erfordern eine große Anzahl von hydrodynamischen, sedimentologischen und geographischen Daten aus dem Untersuchungsgebiet. So ein Modell ist das Modell FETRA /Oni 84/ welches die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen im Wasser, Schwebstoff und Sediment berechnet. Die Validierung des Modells erfolgte mit einem Untersuchungsgebiet in der näheren Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield und für einen Zeitraum von zwei Monaten. Die dafür benötigten hydrodynamischen Daten wurden vom zweidimensionalen Finite Element Modell CAFE /Oni 84/ bereitgestellt.

Für Gebiete mit solchen Dimensionen wie es die nordwesteuropäischen Küstengewässer aufweisen, benutzt man die Fernfeldmodelle. Hier werden am allgemeinen "Boxenmodelle" (Kompartimentmodelle) benutzt. bei den Boxenmodellen wird das Untersuchungsgebiet in Abschnitte (Boxen unterteilt, in denen eine homogene Konzentration von radioaktiven Stoffen vorausgesetzt wird.

Boxenmodelle mit den nordwesteuropäischen Küstengewässer als Untersuchungsgebiet sind von Clark (Unterteilung der Irischen See und der Nordsee in Kompartimente nach Fischfanggebiete) /Cla 80, und Evans (Erweiterung des Modells von Clark um die Ostsee)/Eva 85/, vom Hallstadius (bessere hydrographische Daten für das Modell von Evans) /Ha 87/.

Mathematische Modelle zur Simulation der Strömungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet

Neuerdings werden zur Simulation der Ausbreitungsvorgänge von Radionukliden und von Schadstoffen Hydrodynamische Numerische Modelle eingesetzt. Bei solchen Modellen werden Gezeiten, mittlere Windrichtung und -stärke sowie Advektionsströmungen im Meer mitberücksichtigt. In /Mü 85/ wird ein hydrodynamisches Modell benutzt um die Ausbreitung von Schadstoffen in der Nordsee berechnen zu können. Dabei wird die Nordsee mit horizontaler Auflösung von 20 Km und vertikal in 10 Schichten diskretiert. Als Gezeit geht die halbtägige M2 Haupt-Mondtide ein, ein mittlerer Massenaufbau (Dichteverteilung) und ein mittlerer Wind. Die nordatlantische Zirkulation geht über geeignete Wahl der Randbedingungen in den Grenzen zum Nordatlantik und Englischen Kanal ein. Der Zeitschritt liegt in der Größenordnung von einigen Minuten, maximal wurden Zeiträume bis zu einigen Monaten betrachtet.

Das hier entwickelte Ausbreitungsmodell berechnet Advektion und Diffusion. Bei diesem Modell werden keine Abbauprozesse berücksichtigt.

In /Mü 88/ wird ein Hydrodynamisches Modell benutzt, um die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen in der Nordsee und im nordeuropäischen Schelf berechnen zu können. Allerdings können nur radioaktive Stoffe berücksichtigt werden, die keine große Affinität zu den Schwebstoff und Sediment aufweisen und gleichzeitig eine relativ große Halbwertszeit besitzen (keine Abbauprozesse).

In /Mü 88/ werden zusätzlich zu /Mü 85/ variable Windrichtungen betrachtet. Diese Modell ist geeignet bei Ereignissen, die eine detaillierte Betrachtung von Strömungszuständen erfordern z. B. bei Unfällen im Küstenbereich.

Anhang B

Kd-Wert und Bioakkumulationsfaktor Bw

Der Kd-Wert wird wie folgt definiert

Kd-Wert

$$K_d \quad (\text{m}^3/\text{t}) = \frac{\text{Aktivitätskonzentration in den Schwebstoffen (Bq/t)}}{\text{Aktivitätskonzentration im Wasser (Bq/m}^3\text{)}}$$

[B-1]

Der Kd-Wert wird im Zusammenhang mit der Aufnahme vom radioaktiven Material durch feste Stoffe benutzt. Diese Aufnahme bezeichnet man als Adsorption. Unter Adsorption versteht man im allgemeinen die Aufnahme von Gasen oder gelösten Stoffen an der Oberfläche fester Körper unter Wärmeabgabe. Die wichtigsten der Adsorption sind Ionenaustausch, Fällungsreaktion und Oxidation-Reduktion.

Hier wird kurz der Ionenaustausch und die Bestimmung des Kd-Wertes von Cäsium in marinen Milieu beschrieben.

Der Lehm und organische Teilchen von kolloidaler Größe haben die größte Adsorptionskapazität.

Nach /Whi 82/ sind meistens negativ geladen und so ziehen Kationen an.

Die Kationen können sich aber gegenseitig auf die Teilchenoberfläche abwechseln. Die Reihenfolge nach der ein Kation ein anderes abwechseln kann sieht folgendermaßen aus:

H⁺ > Sr²⁺ > Ra²⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺ > Cs⁺ > Rb⁺ > K⁺ > NH₄⁺ > Na⁺ > Li⁺ d.h. das H-Kation ersetzt das Sr-Kation an einer Teilchenfläche.

Dieser Prozeß findet z.B. bei der Aufnahme von im Meerwasser gelösten Cäsium auf einer Teilchenoberfläche statt. Das Cäsium bindet sich auf ein festes Teilchen durch Austausch mit dem Na-Kation, der sich auf der Teilchenoberfläche befindet



[B-2]

Der Kd-Wert wird dann folgendermaßen bestimmt:

$$Kd = \frac{[Cs - X]}{[Cs^+]}$$

[B-3]

wobei [] Konzentration bedeutet.

Näheres über Fällungsreaktion, Oxidation-Reduktion sind in /Oni 81/ zu finden. Über das Verhalten von verschiedenen Radionukliden im Meerwasser wird in /Ci 84/ und /IAEA 85, berichtet.

In der Radioökologie wird neben den Begriff Adsorption auch der Begriff Sorption benutzt. Unter Sorption versteht man nicht nur die Aufnahme von radioaktiven Stoffen auf die Teilchenoberfläche, sondern auch das Durchdringen der Stoffe im inneren der Teilchen (Absorption). Für die Betrachtung hier ist aber nicht sinnvoll zwischen Adsorption und Sorption zu unterscheiden.

Mathematische Ansätze

Die Sorptionsprozesse werden durch verschiedene mathematische Ansätze beschrieben. Wenn zwischen Adsorbats und Adsorbens Gleichgewicht herrscht dann wird die lineare Beziehung aus der sich die Definition des Kd-Wertes ergibt

$$C_{ss} = Kd \cdot C_w$$

[B-4]

C_{ss} (Bq/t) = Konzentration von radioaktiven Material in festen Teilchen

C_w (Bq/m³) = Konzentration von radioaktiven Material im Wasser

Eine anderer nichtlineare Ansatz der die Abhängigkeit der Konzentration in festen Teilchen im Wasser beschreibt ist die von Freundlich /Du 85/

$$C_{ss} = K \cdot C_w^N$$

[B-5]

K und N sind Konstanten die aus Messungen bestimmt werden.

Bioakkumulationsfaktor B_w

Bei der Berechnung der internen Exposition durch Ingestion wurde der Bioakkumulationsfaktor benutzt. Der Bioakkumulationsfaktor im Gleichgewicht der Aktivitätskonzentration zwischen Wasser und Fisch wird folgendermaßen definiert:

$$B_w = \frac{C_f}{C_w}$$

[B-6]

B_w	(m ³ /t)	=	Bioakkumulationsfaktor
C_f	(Bq/t)	=	Aktivitätskonzentration im Fischfleisch
C_w	(Bq/m ³)	=	Aktivitätskonzentration im Fischfleisch

Es gibt Elemente die im Fischorganismus in einer konstanten Menge vorhanden sein müssen. Im Wasser befinden sich neben den radioaktiven Stoffen auch ihre stabilen Isotope. Für solche Elemente gilt das der Bioakkumulationsfaktor gleich ist mit dem Anreicherungsfaktor. Es gilt nach /Hü 89/

$$B_w = K_w$$

[B-7]

K_w	(m ³ /t)	=	Anreicherungsfaktor des stabilen Elements
-------	---------------------	---	---

Der Anreicherungsfaktor wird folgendermaßen definiert:

$$K_w = \frac{X_f}{X_w}$$

[B-8]

X_f	(mol/t)	=	die konstante Konzentration des stabilen Elements in Fisch
X_w	(mol/m ³)	=	Konzentration des stabilen Isotops im Wasser

Radionuklide und andere Elemente haben oft gleiche chemische Eigenschaften. Dann sind Radionuklide und essentielle Elemente Antagonisten. So sind Cs und Ka und Ca und Sr

Antagonisten. In diesem Fall berechnet sich der Bioakkumulationsfaktor des radioaktiven Stoffes mit Hilfe des Diskriminierungsfaktors und des Anreicherungsfaktors des stabilen Elementes.

$$Bw = q Kw$$

[B-9]

q () = Diskriminierungsfaktor

Der Diskriminierungsfaktor von Cs wird folgendermaßen bestimmt:

$$q_{Cs,Ka} = \frac{\frac{Cf_{Cs}}{Xf_{Ka}}}{\frac{C_{w,Cs}}{Xw_{Ka}}}$$

[B-10]

Cf_{Cs} (Bq/t) = Konzentration von Cs im Fisch

Xf_{Ka} (mol/t) = Konzentration des Ka im Fisch

$C_{w,Cs}$ (Bq/m³) = Konzentration von Cs im Wasser

Xw_{Ka} (mol/m³) = Konzentration des Ka im Wasser

Literatur

- /Aa 88/ A. Aarkrog
The Radiological Impact of the Chernobyl Debris
Compared with that from Nuclear Weapons Fallout
J. Environ. Radioactivity Nr.6, 1988
- /Aa 88/ A. Aarkrog, S. P. Nielson
An Estimate of Collective Doses from the Consumption
of Fish contaminated with Radiocaesium released over North-West European
Waters after the Chernobyl Reaktor Accident
Bericht AAA/MN,1988-06-01
- /An 86/ E. Anderson
Bulletin Statistique des Peches Maritimes
Volume 68
Conseil International pour l'Exploration de la Mer
Copenhague, 1986
- /Al 84/ I. Al-Omari
Abschätzung der Strahlenexposition in der südlichen Nordsee
aufgrund von flüssigen Ableitungen durch kerntechnische
Anlagen in der Rhein-Maas-Region
Studienarbeit, Institut für Reaktortechnik der Universität
Karlsruhe, 1984
- /Al 91/ I. Al-Omari
Abschätzung der Strahlenexposition infolge Störfallbedingter
Radionuklideinleitungen von kerntechnischen Anlagen in
Fließgewässer unter Berücksichtigung der
zeitabhängiger relevanter Parameter
Bericht KfK 4793, 1991
- /Ba 80/ F. T. Banner, M. B. Collins, K. S. Massie
The North-West European Shelf Seas: The Sea Bed and The Sea in Motion
Elsevier Scientific Publishing Company, 1980
- /Ba 81/ A. Bayer
Die radiologische Belastung der Bevölkerung der Rhein-Maas-Region II
Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 1981
- /Ba 89/ A. Bayer, I. Al-Omari, W. Tromm
Abschätzung der Radionuklidverteilung und der
Strahlenexposition bei Auslaugung einer erstarrten Kernmaterial-Beton-
Schmelze durch Grundwasser
Bericht KfK 4512, 1989
- /Be 81/ G. A. Becker
Beiträge zur Hydrographie und Wärmebilanz der Nordsee
Dt. hydrogr. Z.34, 1981
- /Bö 22/ G. Böhnecke
Salzgehalt und Meeresströmungen der Nordsee
Veröffentlichungen des Instituts für Meereskunde
Universität Berlin, Neue Folge, Reihe A, Heft 10 (1922)

- /Bo 82/ H. Bonka
Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus
kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb
Verlag TÜV Rheinland GmbH, Köln 1982
- /Bro 69/ Brockhaus Enzyklopädie
F. A. Brockhaus
Wiesbaden 1969
- /Bu 88/ Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forst
Jahresbericht über die Deutsche Fischwirtschaft 1987/1988
Köllen Druck+Verlag GmbH, Bonn 1988
- /Bu 89/ Bundesanzeiger
Bekanntgabe der Dosisfaktoren
Äußere Exposition-Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr)
Ingestion und Inhalation-Kleinkinder (1 Jahr)
Ingestion und Inhalation-Erwachsene
Bundesminister der Justiz, September 1989
- /Bu 90/ Bundesanzeiger
Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45
Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition
durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen
Anlagen oder Einrichtungen
Bundesminister der Justiz, Februar 1990
- /CEC 83/ Commission of the European Communities
Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel
reprocessing plants in the European Community
March 1983
- /Ca 83/ W. C. Camplin, M. Broomfield
Collective Dose to the European Community from Nuclear Industry
Effluents Discharged in 1978
NRPB-R141, 1983 / Che 88/ R. Chesselet, C. Lalou
The use of natural radionuclides in oceanography
aus:
Radionuclides: a tool for oceanography
Edited by J. C. Guary, P. Guegueniat and R. J. Pentreath
Elsevier Applied Science, 1988
- /Ci 84/ A. Cigna, C. Myttenaere
International symposium on the behaviour of long-lived
radionuclides in marine environment
Commission of the European Communities, 1984
- /Cla 80/ M. J. Clark, P. D. Grimwood and W. C. Camplin
A Model to Calculate Exposure from Radioactive Discharges
into the Coastal Waters of Northern Europe
NRPB-R109, Harwell, Didcot, Oxon OX110RQ, 1980
- /Cu 88/ J. D. Cunningham, J. O'Grady, T. Rush
Radioactivity Monitoring of the Irish Marine Environment 85-86
Nuclear Energy Board, 1988

- /De 85/ C. E. Delow, S. F. Mobbs
The development of particle scavenging model for use
in assessments of sea disposal of radioactive waste
aus
T. H. Sibley, C. Myttenaere
Application of distribution coefficients to radiological
assessment models
Elseviere Applied Science Publishers, 1985
- /Du 85/ E. K. Duursma, J. M. Bowers
Application of Kds in marine geochemistry and environmental
assessment
aus
T. H. Sibley, C. Myttenaere
Application of distribtion coefficients to radiological assessment models
Elviere Applied Science Publishers, 1985
- /En 84/ G. Engeln-Müllges, F. Reutter
Formelsammlung zur Numerischen Mathematik mit Standard-FORTRAN-
Programmen
B. I. Wissenschaftsverlag, 1984
- /Er 71/ E. Erikson
Compartment models and reservoirs theory
Annual review of ecology and systematics
Palo Alto, 1971
- /Eva 85/ S. Evans
A Box Model for Calculation of Collective Dose Commitment
from Radioactive Waterborne Releases to the Baltic Sea
Journal of the Environment Radioactivity 2, 1985
- /Fe86/ W. Feldt
Radioaktive Kontamination der Nord- und Ostsee. Ein Status Bericht.
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Jahresbericht 1986
- /Fro 84/ K. R. Fröhner, H. Hauske
Jahres-Radioaktivitätsangaben beim Betrieb der
Wiederaufarbeitungsanlagen La Hague, Windscale-Sellafield und Karlsruhe,
aus
F. Baumgärtner, K. Ebert, E. Gelfort, K. H. Lieser
Nukleare Entsorgung, Band 3
VCH 1984
- /Ge 86/ Joint Group of experts on the scientific aspects of
marine pollution
An oceanographic model for the dispersion of wastes disposed
of in the deep sea.
Technical reports series No. 263
IAEA 1986
- /Go 71/ E. D. Goldberg
North Sea Science, NATO North Sea Science Conference
Aviemore, Scotland, 15-20 November 1971

- /Ha 87/ L. Hallstadius, E. Garcia-Montano, Ulf Nilsson, S. Boelskifte
An Improved and Validated Dispersion Model for the North Sea
and Adjacent Waters.
J. Environ. Radioactivity 5, 1987
- /Ho 88/ J. M. Howorth, C. R. Kirby
Studies of environmental radioactivity in Cumbria
Part 11: Modelling the Dispersion of Radionuclides in the Irish Sea
Harwell Laboratory, Oxfordshire OX11 0RA, 1988
- /Hü 89/ K. Hübel, J. Ltzke, I. Pawlack, S. Wolff, A. Jank-Raff,
R. Steinacker, H. Gillmeister
Anreicherung von Radionukliden in Fischen bei Normalbetrieb
und Störfall von kerntechnischen Anlagen
BMU-1989-207, 1989
- /IAEA 85/ International Atomic Energy Agency
Sediments Kds and concentration factors for radionuclids
Vienna 1985
- /IAEA 85/ IAEA, Technical Document-329
Behaviour of radionuclides released into coastal waters
Vienna, 1985
- /IAEA 85/ IAEA, Technical Report Series No.247
Sediment Kd and Concentration factors for Radionuclides in
the Marine Environment
Vienna, 1985
- /ICES 83/ International Council for the Exploration of the Sea
Flushing Times of the North Sea
Cooperative Research Report No. 123
Copenhagen, Denmark 1983
- /ICRP 78/ Internationale Strahlenschutzkommission
Ermittlung der Körperdosis bei beruflich strahlenexponierten
Personen nach Inkorporation radioaktiver Stoffe
Gustav Fischer Verlag, 1978
- /ICRP 85/ Internationale Strahlenschutzkommission
Grenzwerte der Aktivitätszufuhr von Radionukliden für
Beschäftigte, ICRP Veröffentlichung 30, Teil 1-3
Gustav Fischer Verlag 1985
- /ISH 85/ Institut für Strahlenhygiene
Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von
Radionuklidverbindungen
ISH.Heft 78, 79, 80, 81, 82
- /Ka 71/ H. Kautsky
Untersuchungen über die Verteilung des radioaktiven Fallouts
im Bereich der Nordsee, des Skagerraks und der westlichen Ostsee
Dt. hydrogr. Z., Jahrgang 24, 1971, Heft 6
- /Ka 73/ H. Kautsky
The Distribution of the Radio Nuclide Caesium 137 as an
Indicator for North Sea Watermass Transport
Dt. hydrogr. Z.26, 1973

- /Ka 76/ H. Kautsky
The Caesium 137 Content in the Water of the North Sea during the Years 1969 to 1975
Dt. hydrogr. Z.29, 1976
- /Ka 77/ H. Kautsky
Der Gehalt an Cs-137 in Bodensedimenten der Ostsee
Dt. hydrogr. Z.30, 1977
- /Ka 80/ H. Kautsky
Results of the Radiological North Sea Programme RANOSP 1974-1976
Dt. hydrogr. Z.33, 1980
- /Ka 81/ H. Kautsky
Radiological Investigations in the Western Baltic Sea Including Katttegat during the Years 1975 to 1980
Dt. hydrogr. Z.34, 1981
- /Ka 82/ H. Kautsky, H. F. Eicke
Radiological Investigations in the Western Baltic Sea and the Baltic Proper, Including the Danish Straits, During 1981
Dt. hydrogr. Z.35, 1982
- /Ka 85/ H. Kautsky
Distribution and Content of Different Artificial Radio Radionuclides in the Water of the North Sea during the Years 1977 to 1981 (completed with some results from 1982 to 1984)
Dt. hydrogr. Z.38, 1985
- /Ka 87/ H. Kautsky
Investigations on the Distribution of Cs-137, Cs-134 and Sr-90 and the Water Mass Transport Times in the Northern North Atlantic and the North Sea
Dt. hydrogr. Z.40, 1987
- /Ke 84/ C. Keller
Radioaktivität in der Nordsee
Naturwissenschaftliche Rundschau, 37. Jahrgang, Heft 3, 1984
Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft
Stuttgart 1984
- /Ke 88/ P. Kershaw, A. Young
Scavenging of Th-234 in Eastern Irish Sea
J. Environ. Radioactivity 6 (1988) 1-23
- /Ko 83/ C. M. Koplik, M. F. Kaplan, J. Y. Nalbandian
User's Guide to MARINRAD: Model for Assessing the Consequences of Release of Radioactive Material Into Oceans
SAND 83-7104
- /Kre 74/ J. Krey
Das Plankton aus
L. Magaard, G. Rheinheimer
Meereskunde der Ostsee
Springer-Verlag 1974

- /Le 70/ A. Lee
The Currents and Water Masses of the North Sea
Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 1970, 8, 33-71
- /Lu 87/ W. Luther
Gewöhnliche Differentialgleichungen: analytische und numerische
Behandlung
Vieweg 1987
- /Ma 74/ M. Magaard, G. Rheinheimer
Meereskunde der Ostsee
Springer-Verlag 1974
- /Ma 80/ J. Mauchline
Artificial Radioisotopes in the Marginal Seas of North-Western Europe
aus
F. T. Banner, M. B. Collins, K. S. Massie
The North-West European Shelf Seas: The Sea Bed and The Sea in Motion
Elsevier Scientific Publishing Company, 1980
- /Mac 87/ J. MacKenzie, S. Nicholson
COLDOS-A computer code for the estimation of collective doses
from radioactive releases to the sea.
SDR R 389, U. K. Atomic Energy Authority, 1987
- /Mc 89/ N. McColl
Sources of radioactivity in the north east atlantic: fuel
reprocessing plants and past sea dumping operations
aus
Seminar on
The radiological exposure of the population of the european
community from radioactivity in north european marine waters
Commision oft the European Communities, 14-16 June 1989
- /Me 74/ Meyer Enzyklopädisches Lexikon
Bibliographisches Institut
Mannheim/Wien/Zürich, 1974
- /Mi 88/ N. T. Mitchell, A. K. Steele
The Marine Impact of Caesium-134 and -137 from the Chernobyl
Reaktor Accident
J. Environ. radioactivity 6, 1988
- /Mi 89/ P. Mitchell
Radionuclide monitoring in the Irish Sea
aus
Seminar on
The radiological exposure of the population of the European
community from radioactivity in north european marine waters
project "Marina", Bruges 14-16 June 1989
Commision of the european communities, 1989
- /Mü 85/ S. Müller-Navarra, E. Mittelstaedt
Schadstoffausbreitung und Schadstoffbelastung in der Nordsee
Im Auftrag des BMFT (Kennzeichen: MFU 0516)
Deutsches Hydrographisches Institut, 1985

- /Mü 88/ S. Müller-Navarra
Modelluntersuchungen zur Ausbreitung künstlicher radionuklide in der Nordsee
BMU-1988-205, 1988
- /Mü 91/ S. Müller-Navarra, H. Nies
A One-Dimensional Dispersion Model for The Radionuclides in the Marine Environment Applied to the Chernobyl Fallout over the Northern Baltic Sea
J. Environ. Radioactivity 14 (1991) 55-74
- /Mu 77/ C. N. Murray, H. F. Eicke
German Coastal Survey, a Comparison of the Distribution and Behavior of Caesium and some Transuranic isotopes
Dt. hydrogr. Z.30, 1977
- /NEA 85/ Nuclear Energy Agency
Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North East Atlantic
OECD, Paris 1985
- /NCRP 84/ National Council on Radiation Protection and Measurements
Radiological Assessment:
Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment
NCRP Report No.76, 1984
- /Ni 85/ J. Nikodic, J. Pieri
Sorption kinetics of Co-60 by main Clay-type minerals present in estuaries concentration, ph, salinity and temperature effects on Kd values equilibrium dialyses application
aus
T. H. Sibley, C. Myttenaere (Hrsg.)
Application of Distribution Coefficients to radiological Assessment Models.
Elsevier Applied Science Publishers, London and New York
- /Ni 89/ H. Nies
Temporal development of the north sea and the baltic sea.
aus
Seminar on
The radiological exposure of the population of the european community from radioactivity in the north european marine water
Commission of the european communities
Bruges 14-16 June 1989
- /Nu 78/ U. S. Nuclear Regulatory Commission
Liquid Pathway Generic Study
Washington, D. C., 1978
- /Nu 81/ U. S. Nuclear Regulatory Commission
The Consequences from Liquid Pathways After a Reactor Meltdown Accident
NUREG/CR-1596
SAND80-1669

- /Oni 81/ Y. Onishi, R. J. Serne, E. M. Arnold, C. E. Cowan, F. L. Thompson
Critical Review: Radionuclide Transport, Sediment Transport,
and Water Quality Mathematical Modeling, and
Radionuclide Adsorption/Desorption Mechanisms
NUREG/CR-1322, 1981
- /Oni 84/ Y. Onishi, F. L. Thompson
Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide
Transport in Coastal Waters
Vol 1: Testing of the Sediment/Radionuclide Transport Model
NUREG/CR-2424
- /Pr 83/ D. Prandle
A modelling study of the mixing of Cs-137 in the seas of the european
continental shelf
Phil. Trans. R. Soc. Lond. A 310. 407-436 (1984)
- /Sa 83/ E. Sauter
Grundlagen des Strahlenschutzes
Karl Thieming A.G. München 1983
- /Si 81/ T. H. Sibley, A. E. Nevissi, W. R. Schell
Distribution Coefficient for Radionuclides in Aquatic
Environments
NUREG/CR-1853, 1981
- /Sie 85/ Siemens System 7.800
FORTRAN SSL II
HDI, Kernforschungszentrum Karlsruhe
April 1985
- /Sü 83/ J. Sündermann, W. Lenz
North Sea Dynamics
Springer-Verlag, 1983
- /Tra 78/ C. C. Travis
Mathematical description of adsorpat and transport of reactive
solutes in soil: a review of selected literature
ORNL-5403, October 1978
- /Whi 82/ W. Whicker, V. Schulz
Radioecology: Nuclear Energy and the Environment
CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 1982
- /Wa 80/ M. A. Wahlgren, J. A. Robbins, D. N. Edgington
Plutonium in the Great Lakes
aus
W. C. Hanson
Transuranic elements in the environment
Technikal Information Center /U. S. Department of Energy
DOE/TIC-22800, 1980
- /We 89/ A. W. Van Weers
Liquid Releases into North European Waters from Nuclear
Installations Other than from Reprocessing plants
aus
Seminar on

The radiological exposure of the population of the european
community from radioactivity in north european marine waters
Commission of the European Communities, 14-16 June 1989

/Wei 86/

P. Weish, E. Gruben

Radioaktivität und Umwelt

Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1986

Tabelle 2-1: Primordiale Radionuklide und deren Halbwertszeit /Whi 82/.

Radionuklide	Halbwertszeit (Jahre)
K-40	1.26 10^9
V-50	6. 10^{15}
Rb-87	4.8 10^{10}
In-115	6. 10^{14}
Te-123	1.2 10^{13}
La-138	1.1 10^{11}
Ce-142	5. 10^{16}
Nd-144	2.4 10^{15}
Sm-147	1. 10^{15}
Gd-152	1.1 10^{14}
Hf-174	2. 10^{15}
Lu-176	2.2 10^{10}
Ta-180	1. 10^{12}
Re-187	4.3 10^{10}
Pt-190	6.9 10^{11}
Th-232	1.4 10^{10}
U-238	4.5 10^9

Tabelle 2-2: Die Aktivitätskonzentration einiger Radionuklide im Meerwasser /Wei 86/.

Radionuklid	Massenkonzentration (kg/m ³)	Aktivitätskonzentration (Bq/m ³)	Gesamtmenge im Ozean (Mg)	Gesamtaktivität (Bq)
H-3	8 10^{-17}	28.5	1.5 10^{-3}	5.2 10^{17}
C-14	3.8 10^{-14}	6.29	5.4 10^1	8.8 10^{18}
K-40	4.5 10^{-5}	11625.	6.4 10^{10}	1.6 10^{22}
Rb-87	5.6 10^{-5}	181.3	8.0 10^{10}	2.6 10^{20}
Ra-226	1.0 10^{-13}	3.7	1.4 10^2	5.2 10^{18}
Th-230	5.6 10^{-12}	4.	8.0 10^3	5.9 10^{18}
Th-232	1.0 10^{-8}	0.037	1.4 10^7	5.9 10^{16}
U-238	1.7 10^{-6}	21.	2.4 10^9	2.9 10^{19}

Tabelle 2-3: Erwartete Emissionen mit dem Abwasser aus einer Wiederaufarbeitungsanlage bei Normalbetrieb /Bo 82/.

Nuklid r	$E_r \left[\frac{Ci}{a} \right]$	$P_r [\%]$
H-3	5000	-
Co-60	0,06	6
Sr-89	0,02	2
Sr-90	0,1	10
Zr-95	0,02	2
Ru-103	0,02	2
Ru-106	0,18	18
Cs-134	0,18	18
Cs-137	0,18	18
Ce-144	0,15	15
Pu-238	0,002	0,2
Pu-239	3 E-4	0,03
Pu-240	4 E-4	0,04
Pu-241	0,08	8
Am-241	2 E-4	0,02
Cm-242	0,005	0,5
Cm-244	0,002	0,2
$\sum \beta$ -Str. ohne H3	0,99	99
$\sum \alpha$ -Strahler	0,01	1

Tabelle 2-4: Erwartete Emission von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb /Bo 82/.

Nuklid r	Emissionsrate E _r							
	SWR		DWR		HTR		SBR	
	[$\frac{mCi}{a}$]	[%]	[$\frac{mCi}{a}$]	[%]	[$\frac{mCi}{a}$]	[%]	[$\frac{mCi}{a}$]	[%]
Na-22							12	2,4
Na-24							120	24
Cr-51	50	10	15	5	1,2	12	1	0,2
Mn-54	5	1	3	1			1	0,2
Fe-59	5	1	3	1	1,2	12	1	0,2
Co-58	50	10	30	10	0,12	1,2	12	2,4
Co-60	125	25	7,5	25	0,24	2,4	1	0,2
Zn-65	30	6			1,2	1,2		
Sr-89	0,5	0,1	0,3	0,1	0,01	0,1	1	0,2
Sr-90	0,5	0,1	0,3	0,1	0,01	0,1	0,05	0,01
Zr-95	5	1	3	1	0,12	1,2	12	2,4
Nb-95	5	1	3	1	0,12	1,2	12	2,4
Ru-103	5	1	3	1			5	1
Ag-110 m	5	1	3	1	1,2	12		
Ag-111					1,2	12		
Sb-124			60	20	0,01	0,1		
Te-123			3	1				
J-131	50	10	15	5	1,2	12	120	24
Cs-134	50	10	24	8	0,6	6	60	12
Cs-137	100	20	50	17	1,2	12	120	24
Ba-140	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
La-140	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
Ce-144	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
Pu-238	0,008	0,002	0,004	0,001	0,001	0,01	0,1	0,02
Pu-239	9 E-4	2 E-4	5 E-4	2 E-4	6 E-7	6 E-6	0,01	0,01
Pu-241	0,4	0,08	0,2	0,07	6 E-4	0,006	7	1,4
Am-241	4 E-4	8 E-5	2 E-4	7 E-5	1 E-6	1 E-5	0,0015	0,003
Cm-242	0,08	0,02	0,04	0,008	6 E-5	6 E-4	1	0,2
Cm-244	0,008	0,002	0,004	0,001	6 E-5	6 E-4	0,01	0,002
Gesamt	500	100	300	100	10	100	500	100

Tabelle 4-1: Wassertransportraten zwischen den Kompartimenten in Km³/a
aus /Ha 87, /ICES 83/.

Transfer vom Kompartiment i zum Kompartiment j	Wassertransportraten (km ³ /a)	Transfer vom Kompartiment i zum Kompartiment j	Wassertransportraten (km ³ /a)
1 ⇒ 2	400.	2 ⇒ 1	400.
2 ⇒ 4	700.	3 ⇒ 4	2800.
3 ⇒ 5	1200.	4 ⇒ 2	700.
4 ⇒ 3	1000.	4 ⇒ 9	2000.
5 ⇒ 3	3000.	5 ⇒ 33	5200.
5 ⇒ 6	7000.	5 ⇒ 8	3000.
33 ⇒ 5	10000.	6 ⇒ 5	2000.
6 ⇒ 7	7000.	7 ⇒ 6	2000.
7 ⇒ 16	6000.	8 ⇒ 5	5000.
8 ⇒ 33	300000.	33 ⇒ 8	300000.
9 ⇒ 4	200.	9 ⇒ 10	24000.
10 ⇒ 9	12000.	10 ⇒ 11	4000.
13 ⇒ 9	21000.	9 ⇒ 13	19000.
11 ⇒ 16	2000.	16 ⇒ 15	2000.
1, ⇒ 15	2000.	10 ⇒ 14	8000.
14 ⇒ 15	4000.	16 ⇒ 17	6000.
15 ⇒ 17	8000.	33 ⇒ 13	9460.
33 ⇒ 12	21230.	12 ⇒ 13	10615.
17 ⇒ 22	18000.	12 ⇒ 19	9952.
12 ⇒ 18	663.	13 ⇒ 18	1129.
13 ⇒ 19	16945.	14 ⇒ 18	250.
14 ⇒ 19	3750.	22 ⇒ 18	665.
22 ⇒ 20	1995.	22 ⇒ 21	43225.
33 ⇒ 19	24769.	19 ⇒ 21	20666.
19 ⇒ 22	31000.	18 ⇒ 33	2803.
20 ⇒ 33	3033.	21 ⇒ 33	65715.
7 ⇒ 16	6000.	22 ⇒ 23	2100.
23 ⇒ 22	2200.	23 ⇒ 24	1300.
24 ⇒ 23	1800.	24 ⇒ 27	120.
24 ⇒ 28	120.	25 ⇒ 24	2000.
25 ⇒ 26	114.	25 ⇒ 27	7000.
26 ⇒ 24	300.	26 ⇒ 25	108.
26 ⇒ 28	220.	27 ⇒ 25	7000.
27 ⇒ 28	210.	27 ⇒ 29	280.
27 ⇒ 30	630.	27 ⇒ 31	560.
28 ⇒ 26	440.	28 ⇒ 27	210.
29 ⇒ 27	340.	30 ⇒ 27	720.
31 ⇒ 25	730.	31 ⇒ 32	200.
32 ⇒ 31	280.	34 ⇒ 6	80.
6 ⇒ 34	80.	9, ⇒ 5	2000.
35 ⇒ 12	8000.	33 ⇒ 35	16000.
35, ⇒ 13	10000.		

Tabelle 4-2: Schwebstoffkonzentration, Flächeninhalt, Wasservolumina und Sedimentationsraten der Kompartimente /Cla 80/, /Eva 85/.

Kompartiment Nr.	Schwebstoffkonzentration der Kompartimente in t/m ³	Flächeninhalt der Kompartimente in km ²	Wasservolumina der Kompartimente in km ³	Sedimentationsraten der Kompartimente in t/m ² a
1.	3.E-6	3250.	65.	5.E-4
2.	3.E-6	9714.	340.	5.E-4
3.	3.E-6	16666.	1000.	1.E-4
4.	3.E-6	10666.	800.	2.E-4
5.	1.E-6	133333.	20000.	1.E-4
6.	1.E-6	53333.	3200.	1.E-4
7.	1.E-6	3200.	1300.	1.E-4
8.	1.E-6	194117.	330000.	1.E-4
9.	1.E-6	181181.	13000.	1.E-4
10.	6.E-6	53333.	2453.	1.E-4
11.	6.E-6	26666.	1226.	1.E-4
12.	6.E-6	62000.	7860.	1.E-4
13.	6.E-6	54000.	5330.	1.E-4
14.	6.E-6	98000.	6570.	1.E-4
15.	6.E-6	74000.	2860.	1.E-4
16.	6.E-6	44000.	1180.	1.E-4
17.	6.E-6	40000.	890.	0.
18.	6.E-6	0.	165.	1.E-4
19.	6.E-6	20923.	2878.	0.
20.	6.E-6	0.	366.6	1.E-4
21.	6.E-6	41846.	6415.	5.E-4
22.	1.E-6	72370.	7237.	5.E-4
23.	1.E-6	10300.	515.	5.E-4
24.	1.E-6	5700.	285.	5.E-4
25.	1.E-6	0.	3785.	0.
26.	1.E-6	47312.	770.	5.E-4
27.	1.E-6	0.	6965.	0.
28.	1.E-6	87062.	1525.	5.E-4
29.	1.E-6	8100.	405.	5.E-4
30.	1.E-6	22000.	1100.	5.E-4
31.	1.E-6	70870.	4890.	5.E-4
32.	1.E-6	35238.	1480.	5.E-4
33.	1.E-7	106600000.	300000000.	1.E-5
34.	1.E-6	100.	2.	1.E-4
35.	6.E-6	62000.	7860.	1.E-4

Tabelle 4-3: Halbwertszeit und Kd-Wert einiger Radionuklide

Radionuklide	Halbwertszeit (Jahre)	Kd-wert
Sr-90	29.1	$1 \cdot 10^3$
Ru-106	1.008	$3 \cdot 10^2$
Cs-137	30.0	$3 \cdot 10^3$
U-235	$7.038 \cdot 10^8$	$1 \cdot 10^3$
Pu-241	$1.4 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^5$
Am-241	$4.32 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^6$

Tabelle 5-1: Freisetzungsraten von C-137 in Bq aus der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield und La Hague

Quellterme für die Validierung des hier entwickelten Modells aus /Ho 88/, /CEC 83/

Jahr	Freisetzungen aus Sellafield in Bq	Freisetzungen aus La Hague in Bq
57	$1.3 \cdot 10^{14}$	0.
58	$2.4 \cdot 10^{14}$	0.
59	$7.3 \cdot 10^{13}$	0.
60	$3.3 \cdot 10^{13}$	0.
61	$4.0 \cdot 10^{13}$	0.
62	$7.4 \cdot 10^{13}$	0.
63	$8.4 \cdot 10^{13}$	0.
64	$1.0 \cdot 10^{14}$	0.
65	$1.0 \cdot 10^{14}$	0.
66	$1.7 \cdot 10^{14}$	$7.9 \cdot 10^{12}$
67	$1.4 \cdot 10^{14}$	$1.7 \cdot 10^{13}$
68	$3.7 \cdot 10^{14}$	$2.9 \cdot 10^{13}$
69	$4.4 \cdot 10^{14}$	$1.9 \cdot 10^{13}$
70	$1.1 \cdot 10^{15}$	$9.1 \cdot 10^{13}$
71	$1.3 \cdot 10^{15}$	$2.3 \cdot 10^{14}$
72	$1.2 \cdot 10^{15}$	$3.3 \cdot 10^{13}$
73	$7.6 \cdot 10^{14}$	$6.9 \cdot 10^{13}$
74	$4.0 \cdot 10^{15}$	$6.0 \cdot 10^{13}$
75	$5.2 \cdot 10^{15}$	$3.5 \cdot 10^{13}$
76	$4.2 \cdot 10^{15}$	$3.4 \cdot 10^{13}$
77	$4.4 \cdot 10^{15}$	$5.0 \cdot 10^{13}$
78	$4.0 \cdot 10^{15}$	$3.9 \cdot 10^{13}$
79	$2.5 \cdot 10^{15}$	$1.6 \cdot 10^{13}$
80	$2.9 \cdot 10^{15}$	$5.4 \cdot 10^{13}$
81	$2.3 \cdot 10^{15}$	$5.9 \cdot 10^{13}$
82	$1.9 \cdot 10^{15}$	$6.2 \cdot 10^{13}$
83	$1.1 \cdot 10^{15}$	$4.8 \cdot 10^{13}$
84	$4.3 \cdot 10^{14}$	$4.8 \cdot 10^{13}$
85	$3.2 \cdot 10^{14}$	$4.8 \cdot 10^{13}$
86	$1.7 \cdot 10^{13}$	$4.8 \cdot 10^{13}$

Tabelle 6-1: Dosisfaktoren gegenüber γ - und β -Strahlung aus dem umgebenden Wasser /Ba 81/

Nuklid	$g_{EW-\gamma}$ (Sv m ³ /s Bq) Ganzkörper	$g_{EW-\beta}$ (Sv m ³ /s Bq) Haut
Co-58	1.5 10 ⁻¹⁶	3.5 10 ⁻¹⁷
Co-60	3.9 10 ⁻¹⁶	8.2 10 ⁻¹⁸
Sr-89	0.	3.9 10 ⁻¹⁷
Sr-90	5.5 10 ⁻²⁰	7.6 10 ⁻¹⁷
Ru-106	2.9 10 ⁻¹⁷	9.1 10 ⁻¹⁷
Cs-134	2.3 10 ⁻¹⁶	1.5 10 ⁻¹⁷
Cs-137	8.2 10 ⁻¹⁷	1.7 10 ⁻¹⁷
Ce-144	6.1 10 ⁻¹⁸	8.8 10 ⁻¹⁷

Tabelle 6-2: Effektive Dosisleistungsfaktoren für Gammabodenstrahlung
(Sv m²/Bq s) /Bu 89/

Nuklid	Effektive Dosisleistungsfaktor
Co-58	9.3 10 ⁻¹⁶
Co-60	2.3 10 ⁻¹⁵
I-131	3.7 10 ⁻¹⁶
Cs-134	1.5 10 ⁻¹⁵
Cs-137	5.5 10 ⁻¹⁶

**Table 6-3: Effective Inhalation- and Ingestion Dose Factors (Sv/Bq)
Radionuclide compound with most unfavorable class /Bu 89/**

Nuklid	Erwachsene		1- Jahr Kind	
	Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion
Co-58	2.9 10 ⁻⁰⁹	9.7 10 ⁻¹⁰	1.5 10 ⁻⁰⁸	9.9 10 ⁻⁰⁹
Co-60	5.9 10 ⁻⁰⁸	7.3 10 ⁻⁰⁹	2.6 10 ⁻⁰⁷	8.4 10 ⁻⁰⁸
Sr-90	3.5 10 ⁻⁰⁷	3.5 10 ⁻⁰⁸	1.9 10 ⁻⁰⁶	1.1 10 ⁻⁰⁷
I-131	8.1 10 ⁻⁰⁹	1.3 10 ⁻⁰⁸	6.6 10 ⁻⁰⁸	1.1 10 ⁻⁰⁷
Cs-134	1.3 10 ⁻⁰⁸	2.0 10 ⁻⁰⁸	7.3 10 ⁻⁰⁹	1.2 10 ⁻⁰⁸
Cs-137	8.6 10 ⁻⁰⁹	1.4 10 ⁻⁰⁸	6.4 10 ⁻⁰⁹	9.3 10 ⁻⁰⁹

Table 6-4: Bioaccumulation factors (m³/t) /IAEA 85/.

Nuklid	Fisch	Krustentiere	Muscheln
Co	1000.	5000.	5000.
Sr	2.	2.	10.
Ru	2.	100.	2000.
I	10.	10.	10.
Cs	100.	30.	30.

Tabelle 6-5: Fangraten von Fisch und Krustentieren aus den nordwesteuropäischen Gewässern für die Bevölkerung der alten Bundesländer /Bu 88/, /An 86/.

Kompartiment Nr.	Fisch in t/a	Muscheln und Krustentiere in t/a
1.	178.	3.7
2.	354.	7.3
3.	914	18.9
4.	585.	12.
5.	5388.	118.5
6.	7902.	541.
7.	1859.	541.
8.	1447.	407.
9.	15179.	0.
10.	15126.	5248.
11.	3244.	1311.
12.	9808.	9.4
13.	8543.	8.2
14.	33942.	14458.
15.	25629.	10917.
16.	413.	0.
17.	13854.	5901.
18.	3310.	3.2
19.	0.	0.
20.	6620.	6.4
21.	0.	0.
22.	15437.	1896.
23.	2197.	270.
24.	11710.	1181
25.	6863.	0.
26.	0.	0.
27.	12629.	0.
28.	0.	0.
29.	1175.	0.
30.	3191.	0.
31.	10280.	0.
32.	5112	0.
33.	0.	0.
34.	15.	0.
35.	0.	0.

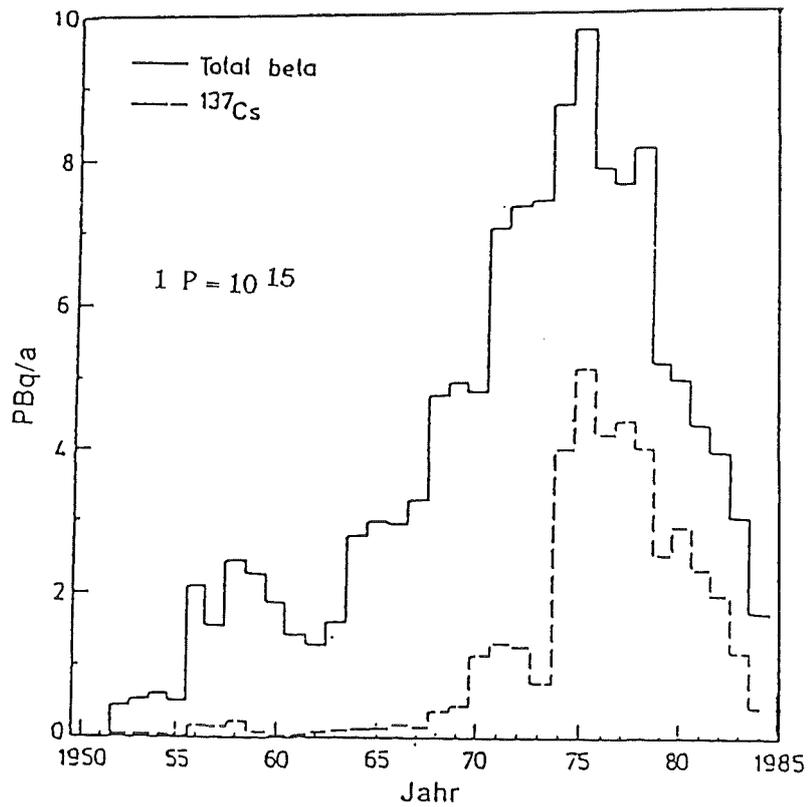


Bild 2-1: Flüssige Freisetzungen von β -Aktivität aus der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield /Mc 89/.

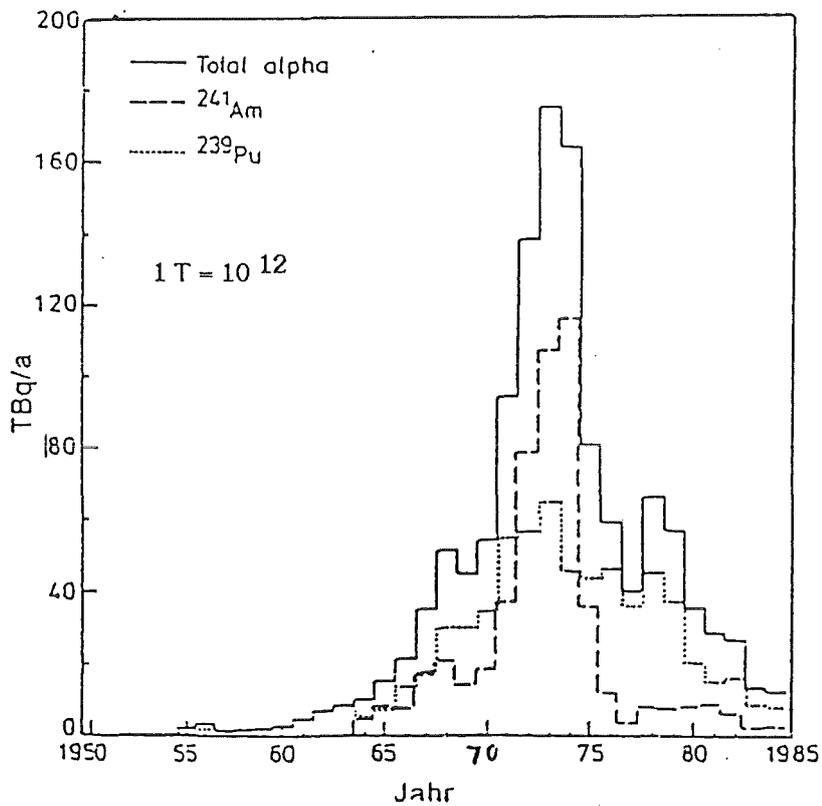


Bild 2-2: Flüssige Freisetzungen von α -Aktivität aus der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield /Mc 89/.

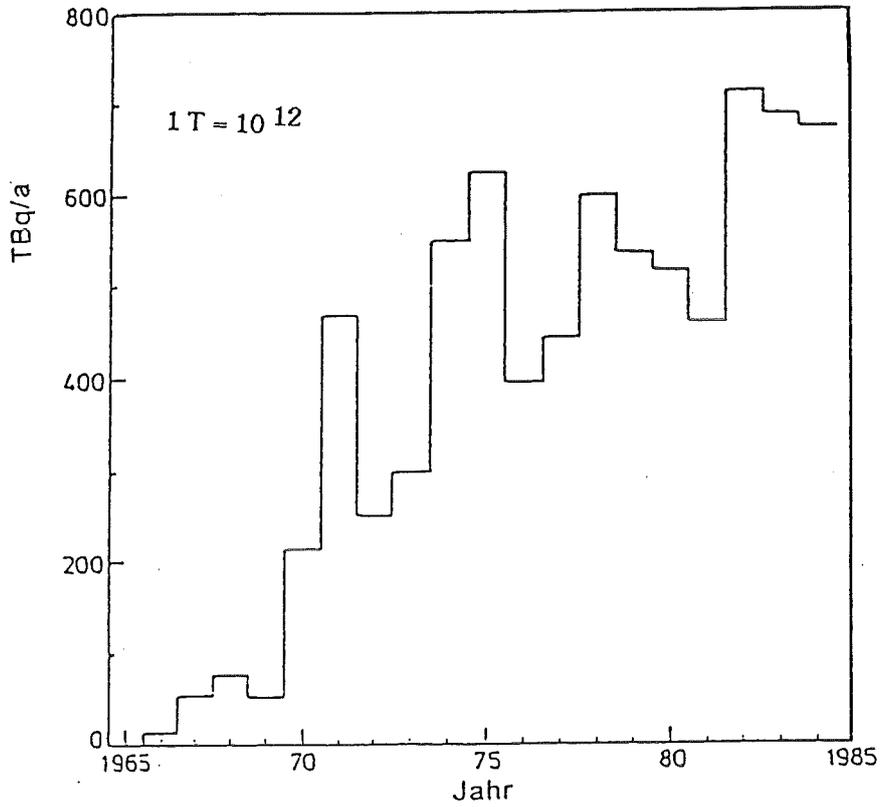


Bild 2-3: Flüssige Freisetzungen von β -Aktivität aus der Wiederaufarbeitungsanlage La Hague /Mc 89/.

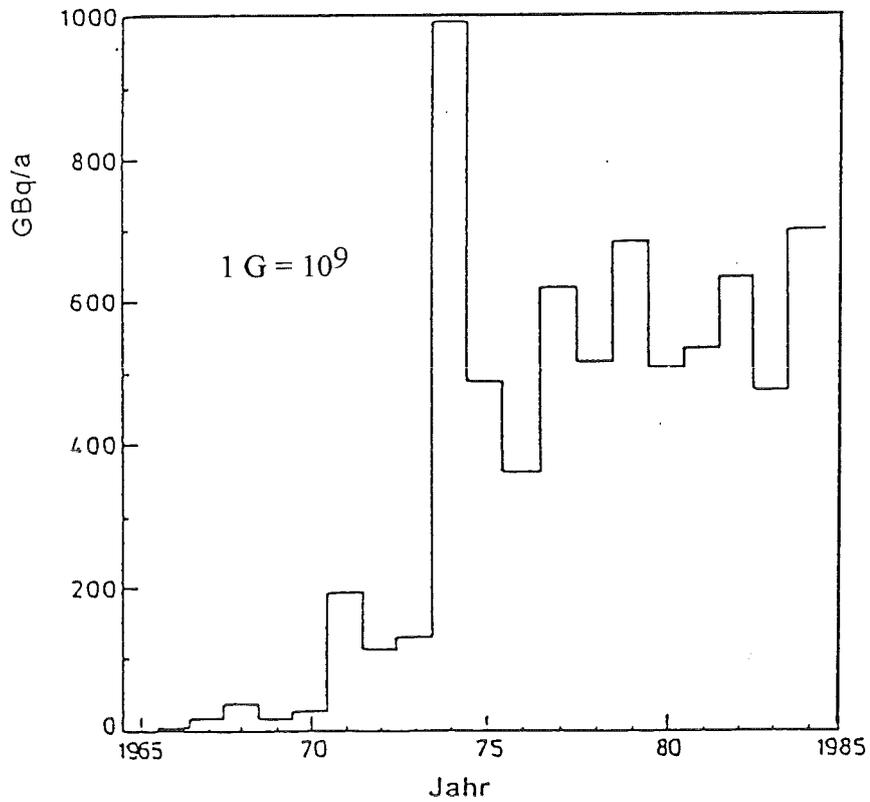


Bild 2-4: Flüssige Freisetzungen von α -Aktivität aus der Wiederaufarbeitungsanlage La Hague /Mc 89/.

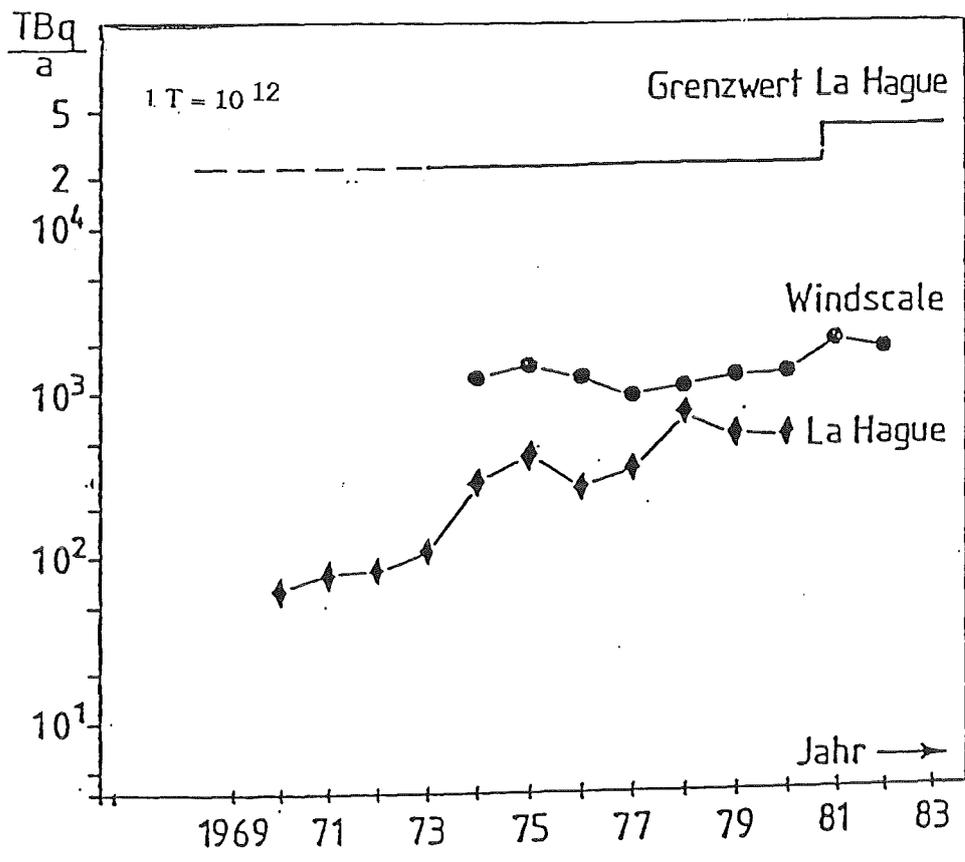


Bild 2-5: Tritiumfreisetzung mit dem Abwasser /Fro 84/.

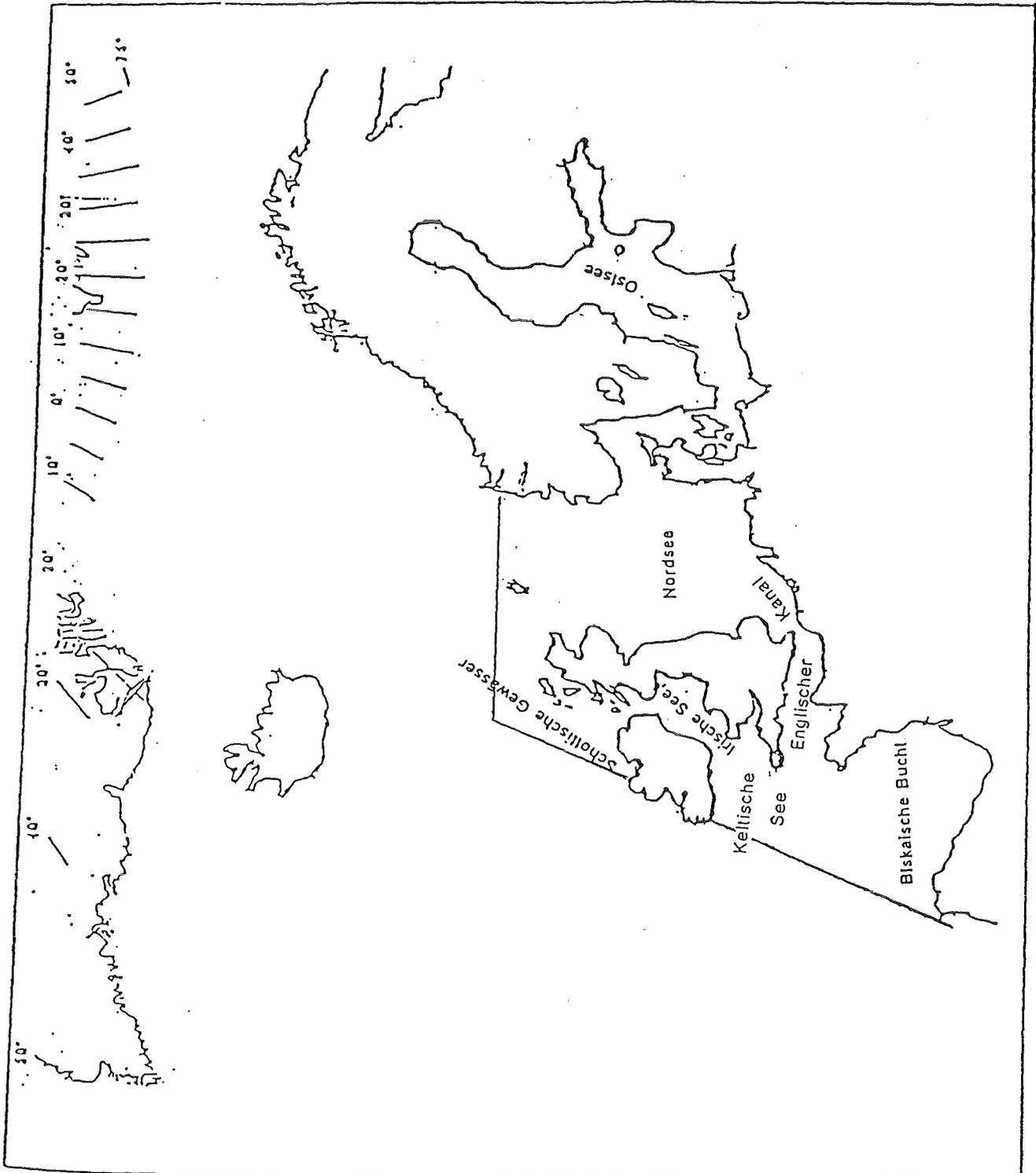


Bild 3-1: Nordwesteuropäische Küstengewässer.

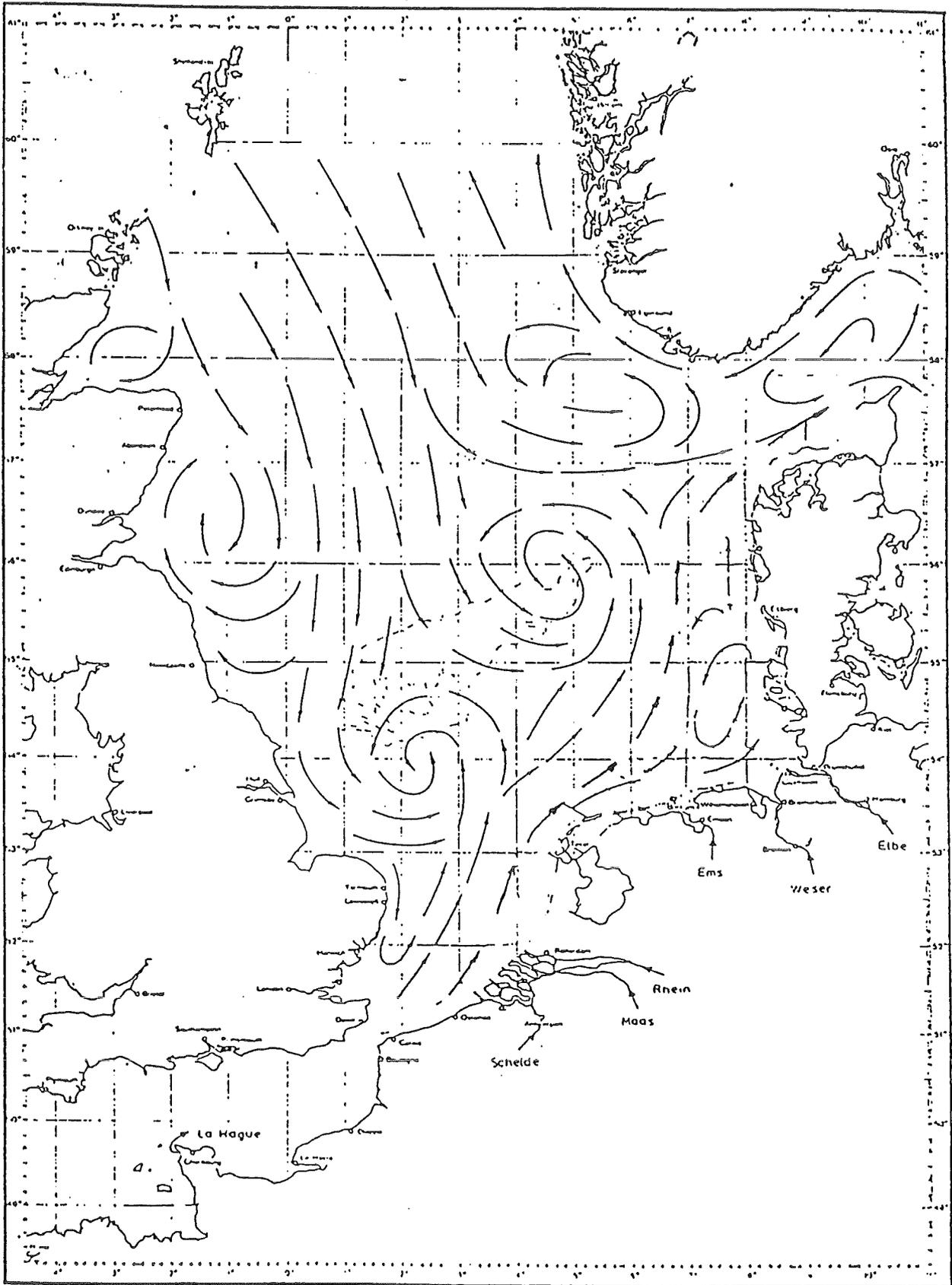


Bild 3-2: Mittlerer Strömungsverlauf in der Nordsee /Bö 22/.

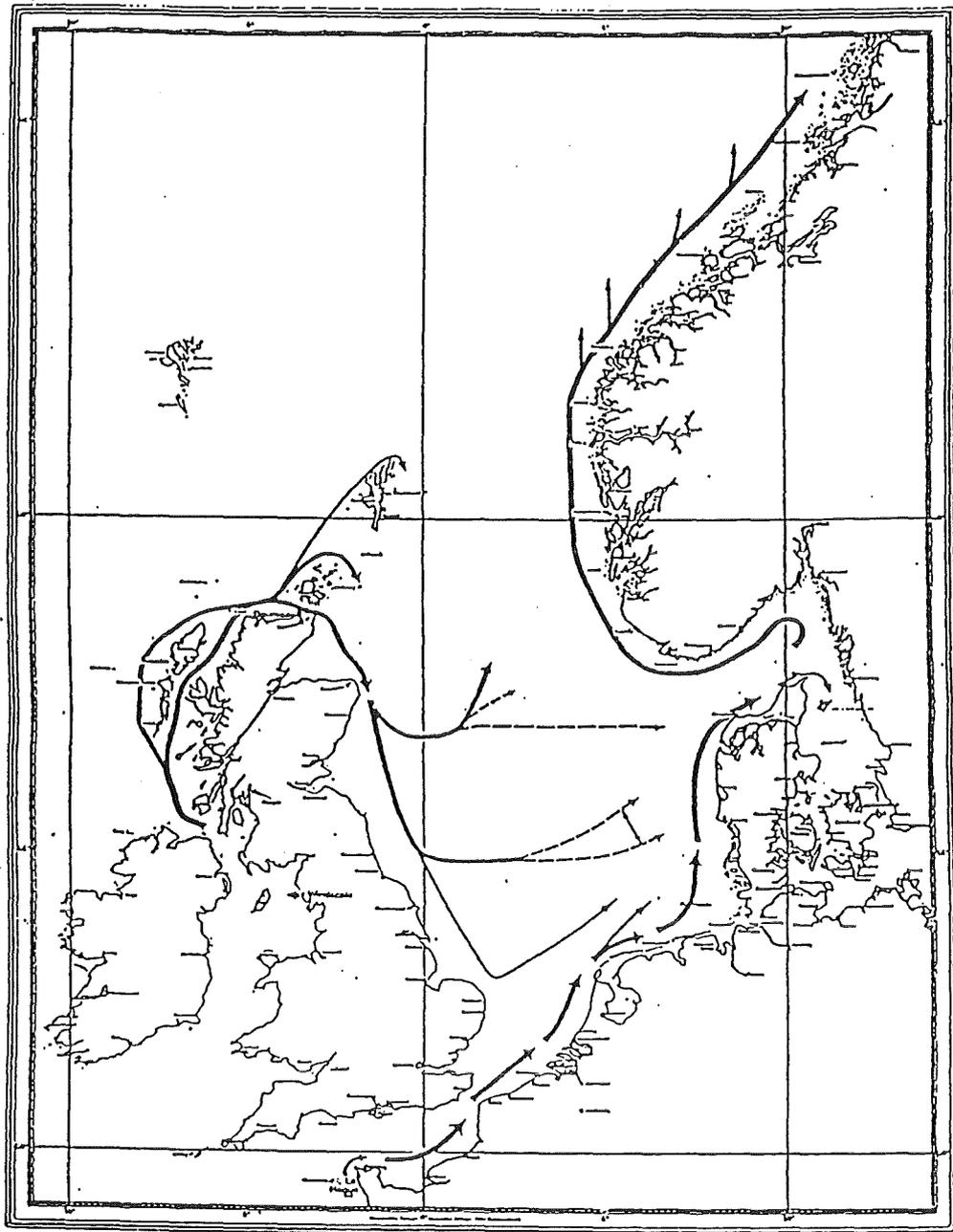


Bild 3-3: Mittlerer Transportweg in der Nordsee /Ka 80/.

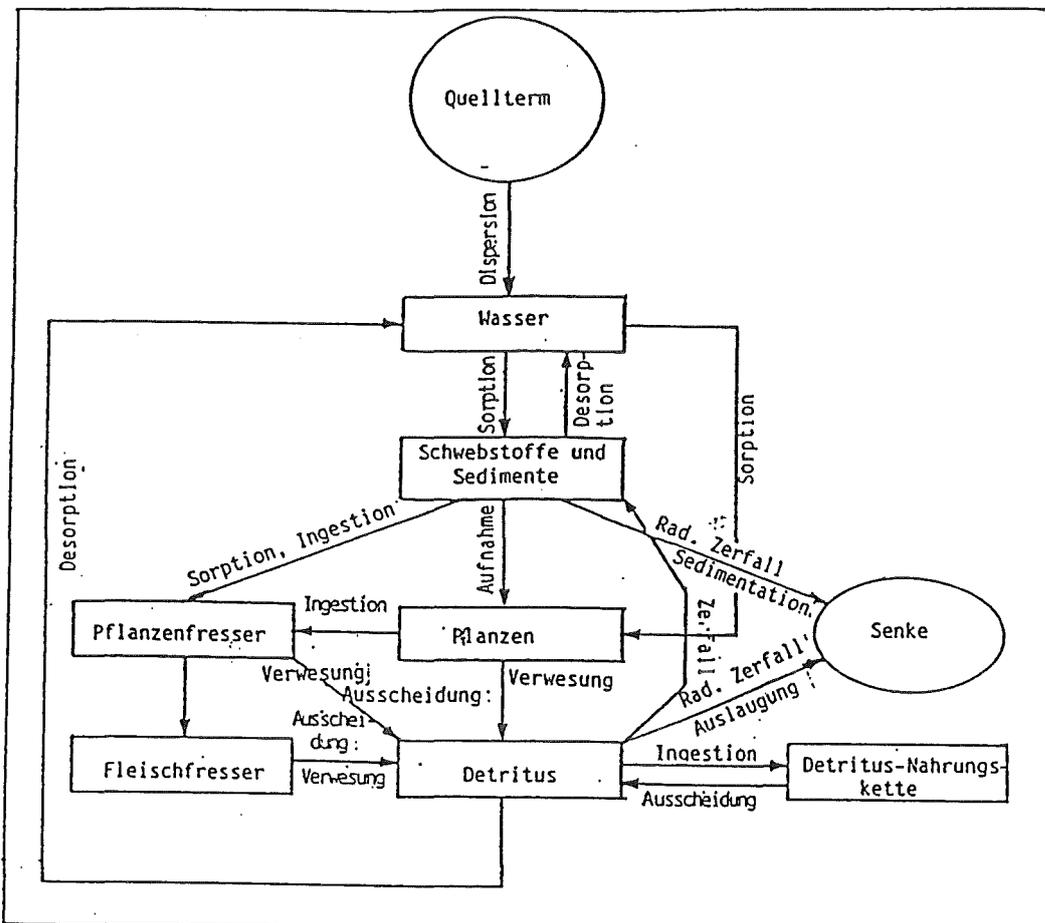


Bild 3-4: Verteilung radioaktiver Stoffe im Meer /Whi 82/.

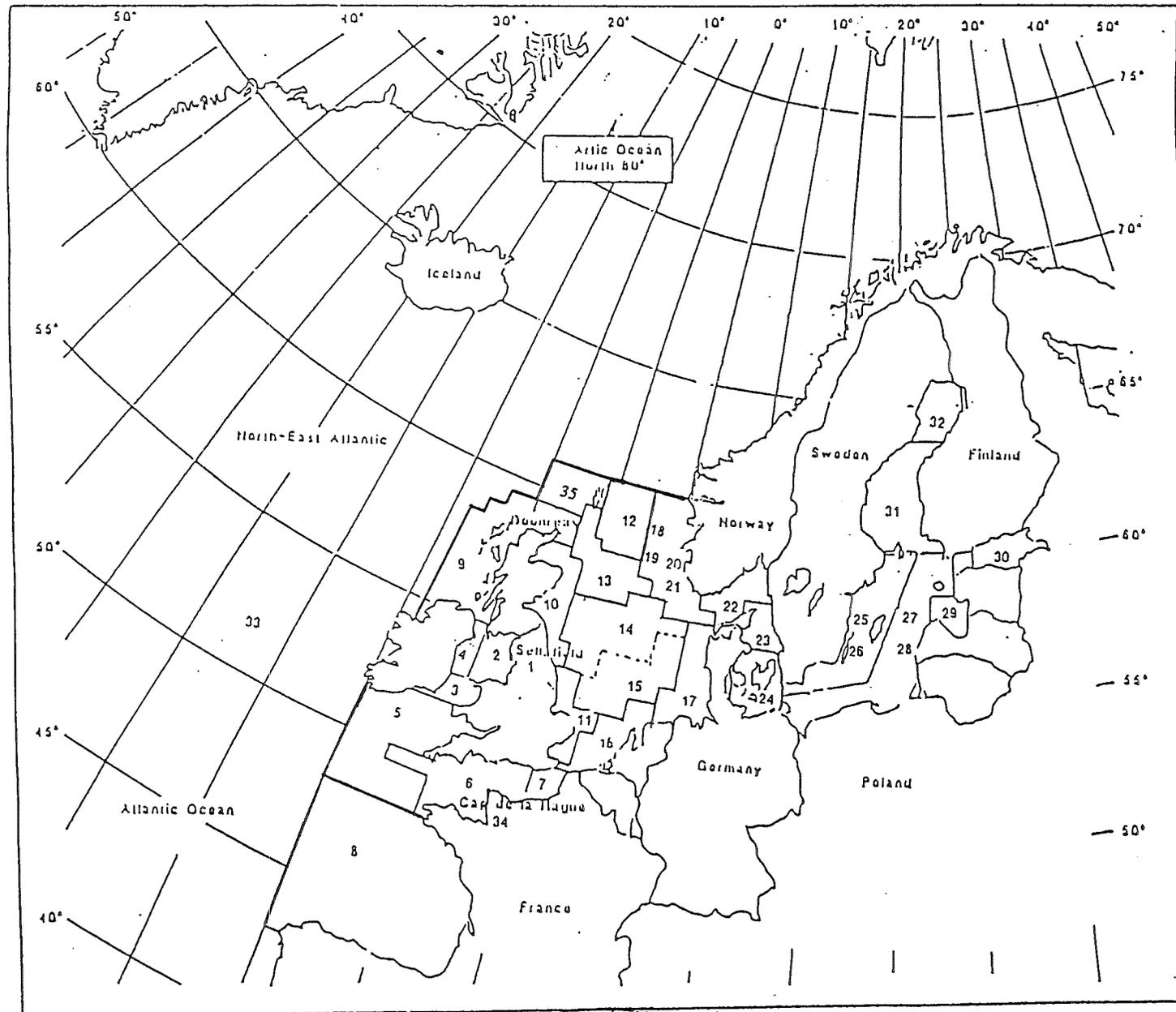


Bild 3-5: Aufteilung des Untersuchungsgebiets in Kompartimente

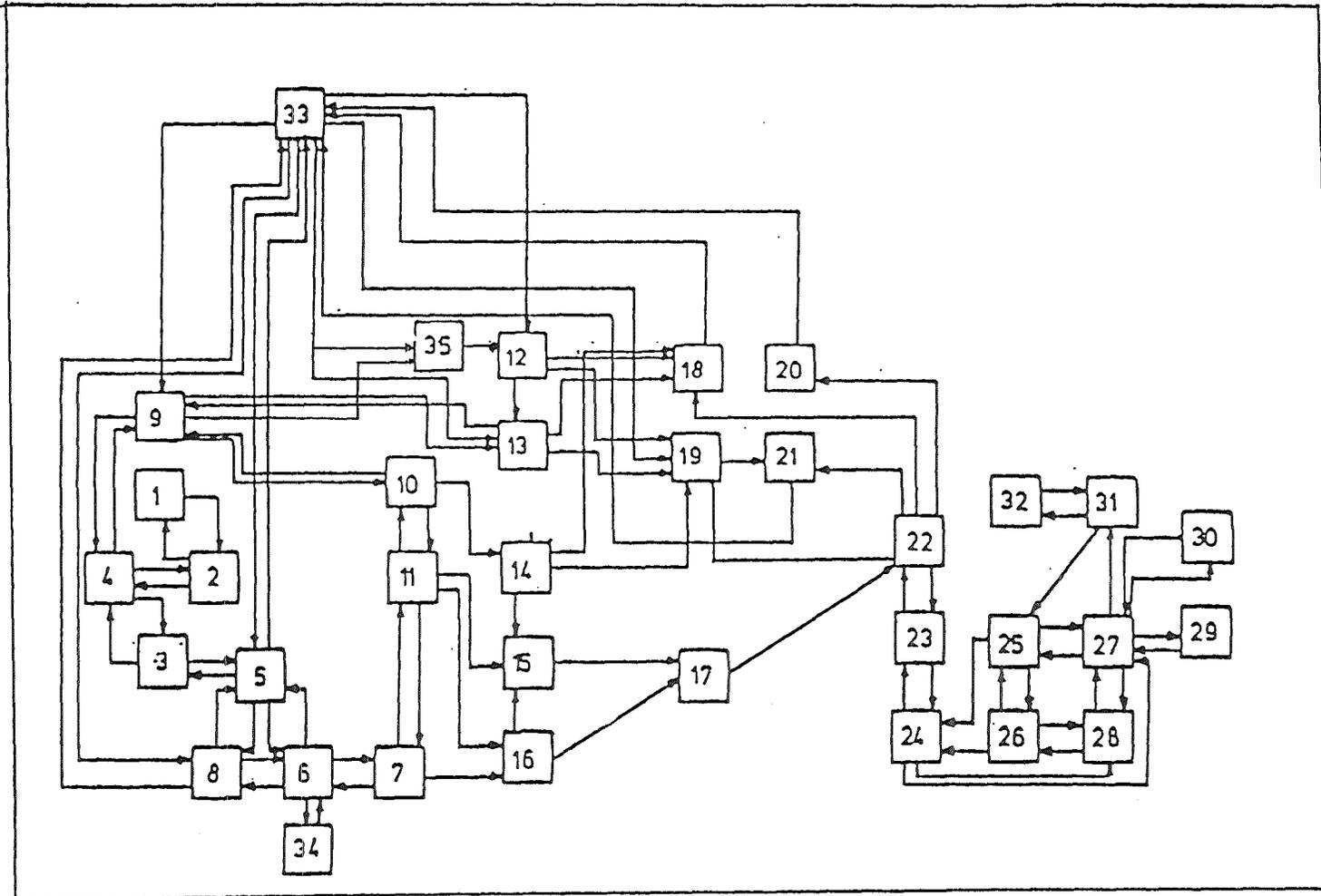


Bild 3-6: Schematische Darstellung des Untersuchungsgebiets und des Wasseraustauschs. Nummerierung entspricht die aus Bild 3-5.

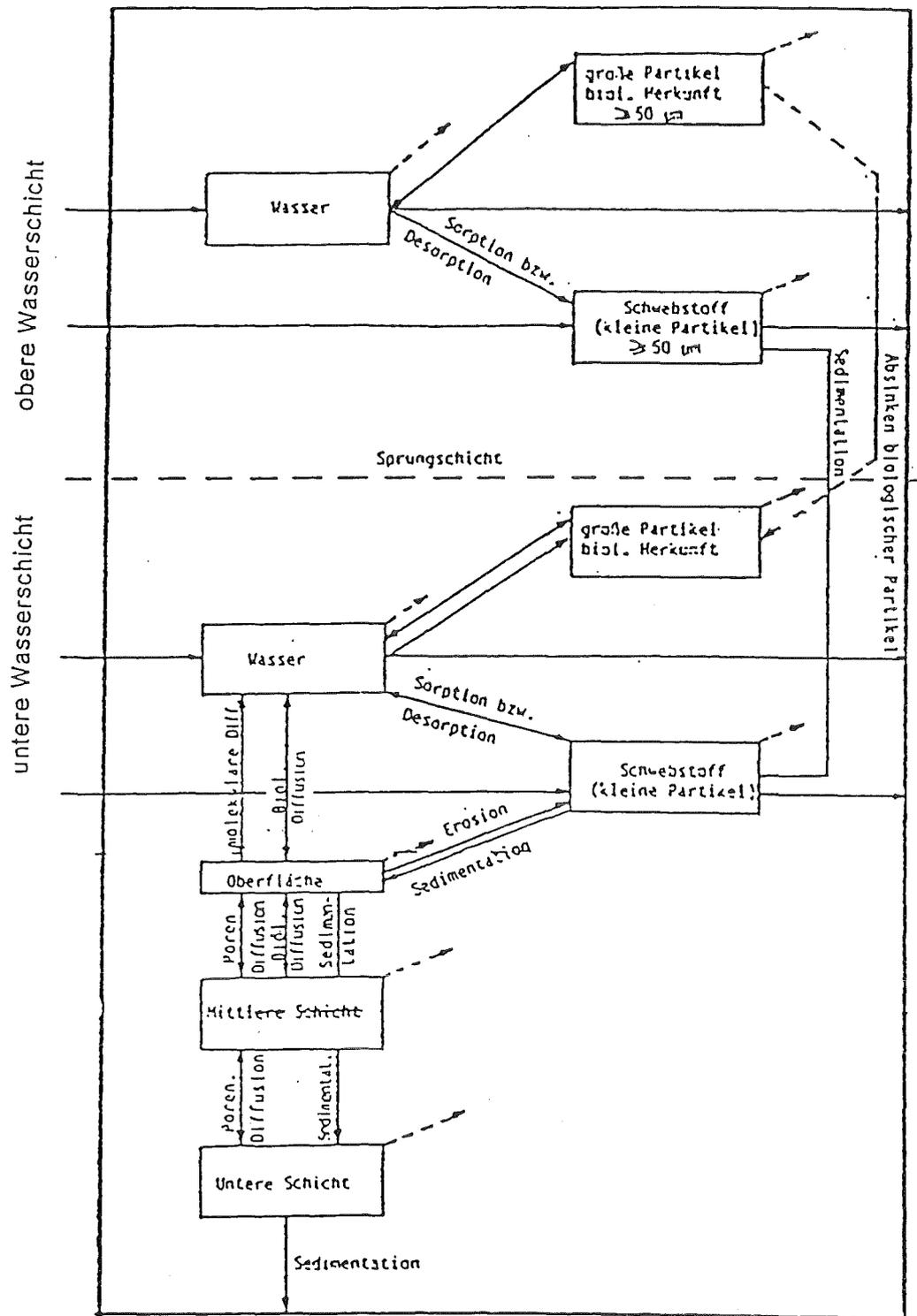


Bild 4-1: Berücksichtigte physikalische Vorgänge.

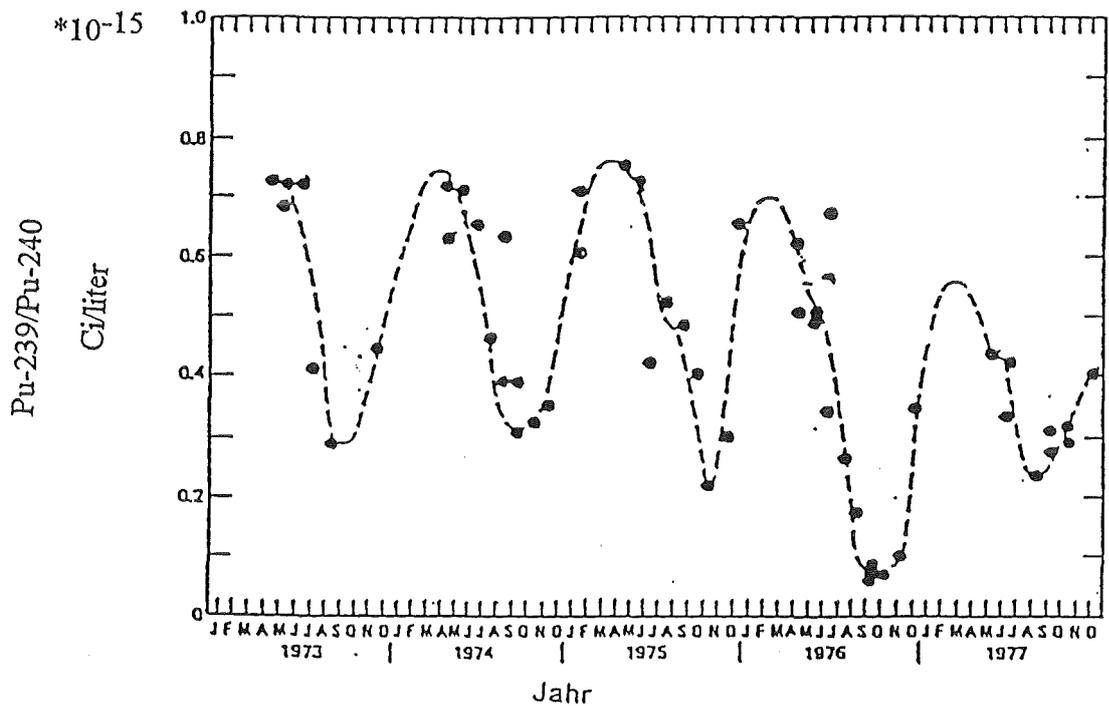


Bild 4-2: Jahreszeitliche Änderung der Aktivität von Pu in der Michigan See /Wa 80/.

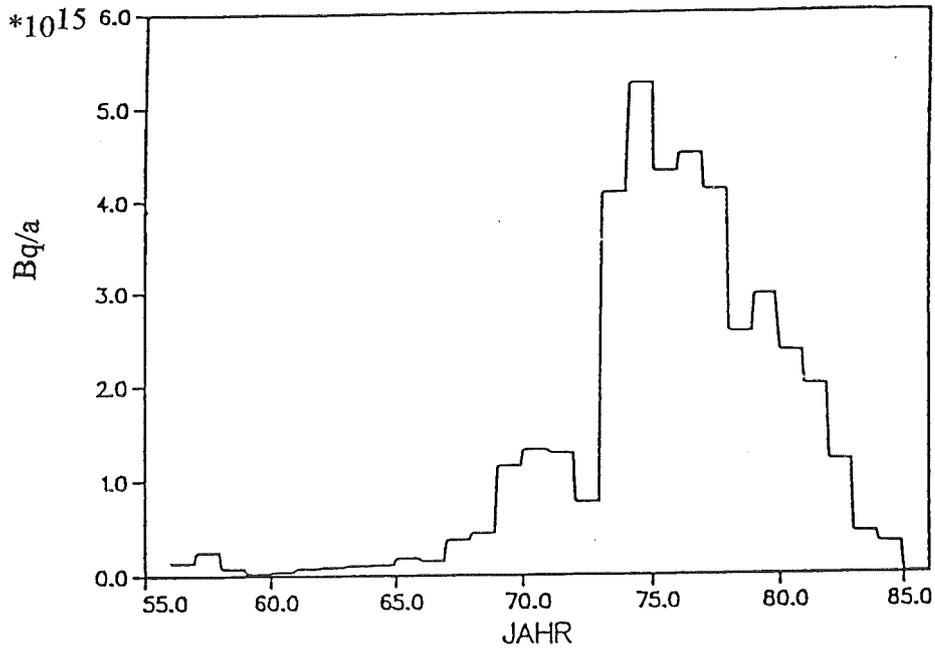


Bild 5-1: Freisetzungsraten von Cs-137 aus der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield /Ho 88/.

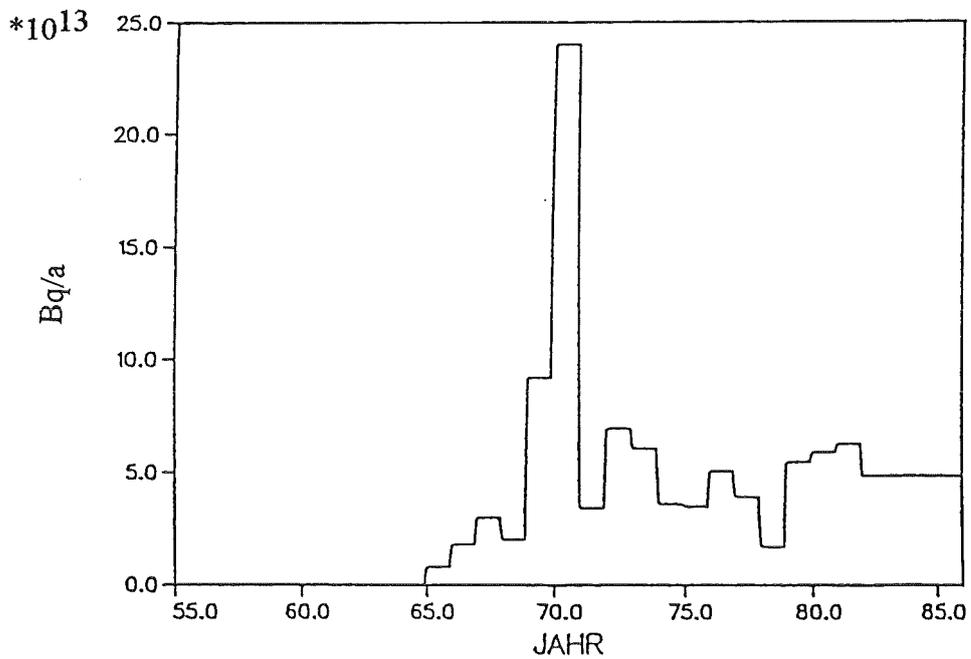


Bild 5-2: Freisetzungsraten von Cs-137 aus der Wiederaufarbeitungsanlage La Hague /CEC 83/.

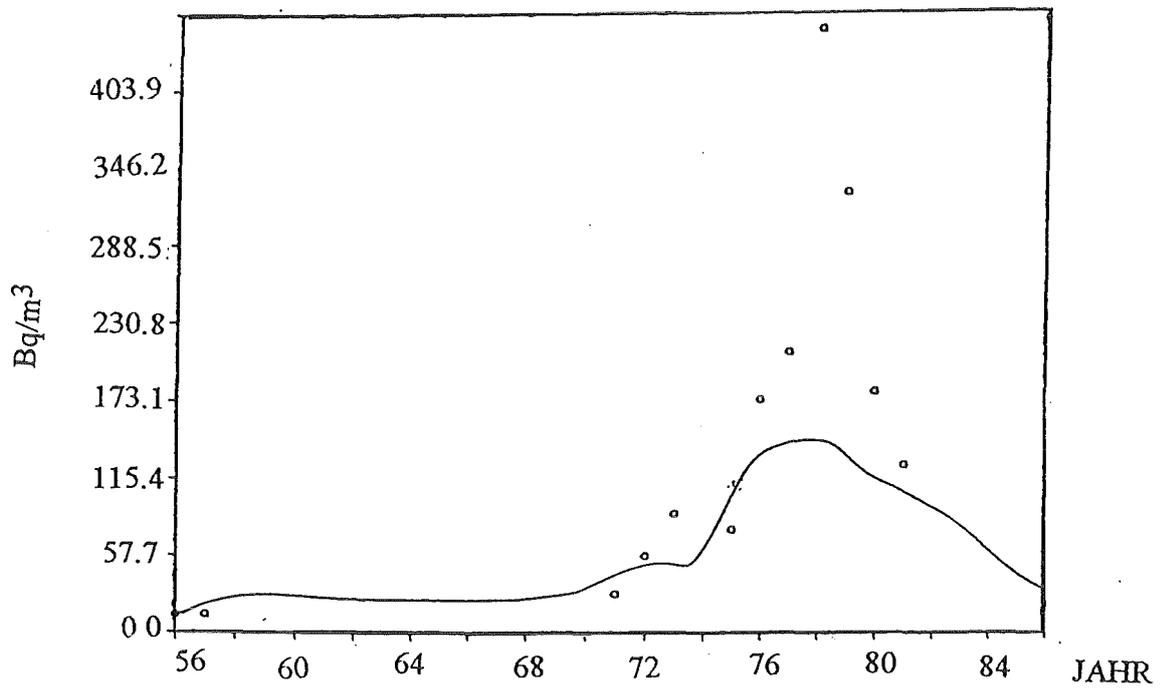


Bild 5-3: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nordöstlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 10 im Bild 3-5) Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

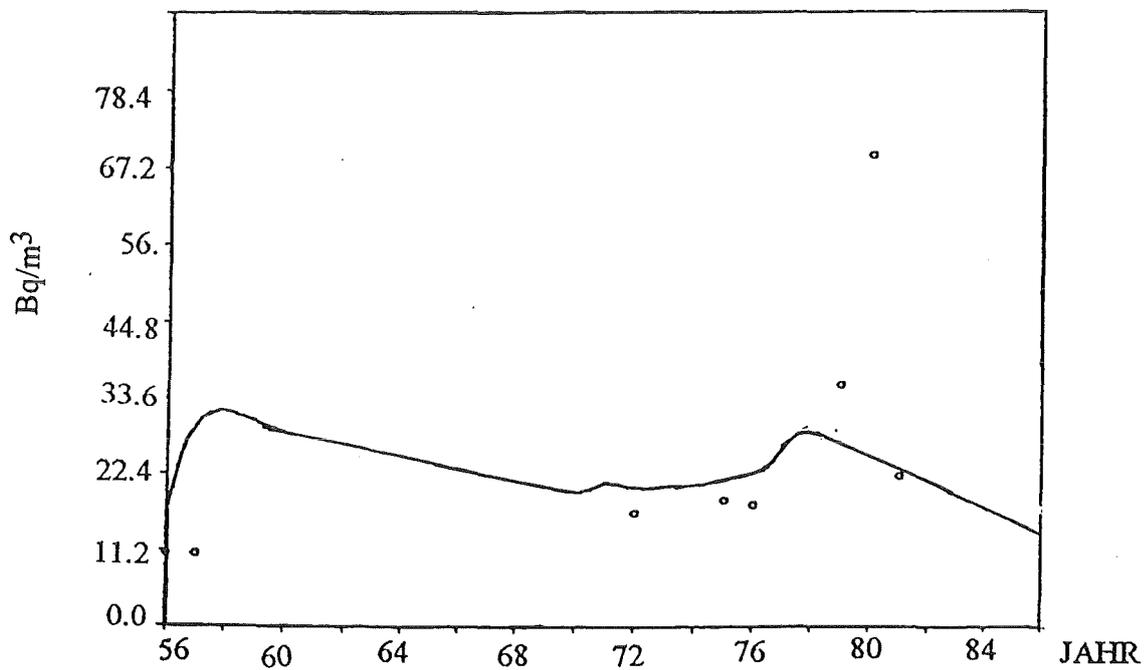


Bild 5-4: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 12 im Bild 3-5) Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

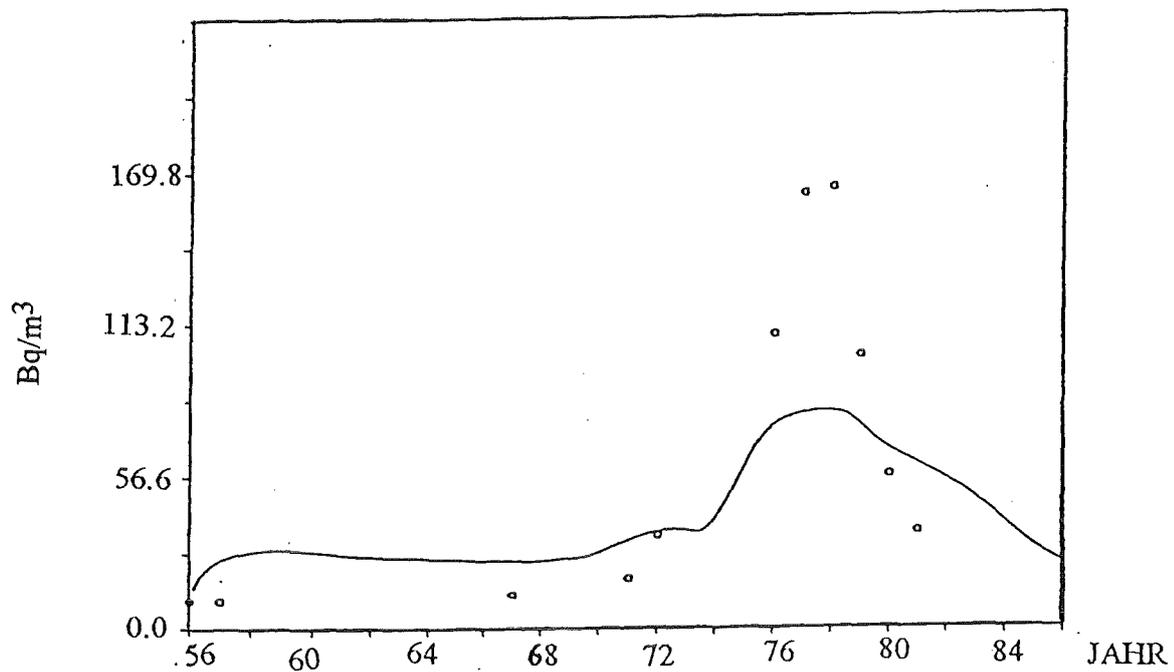


Bild 5-5: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 13 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

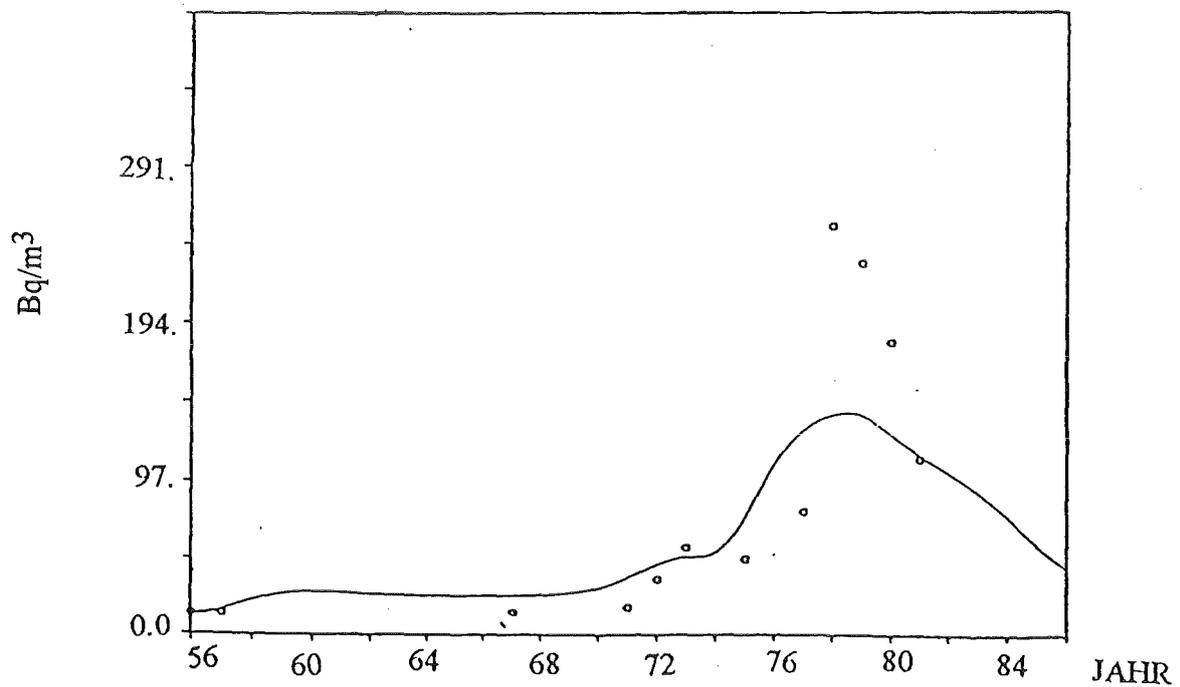


Bild 5-6: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im mittleren Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 14 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

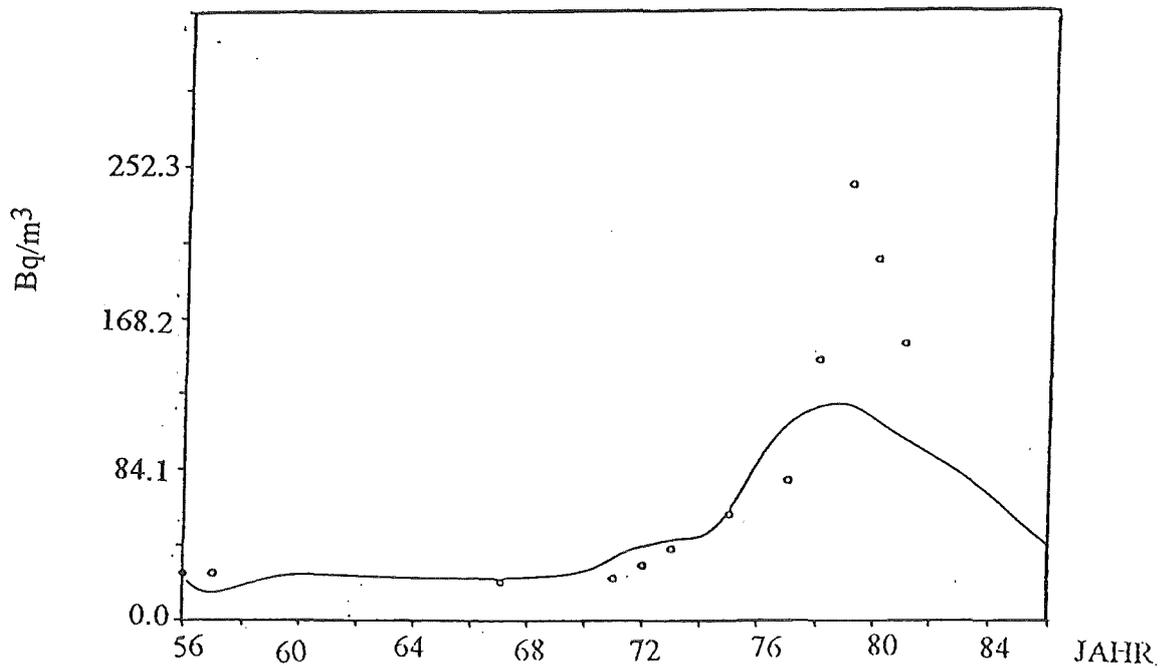


Bild 5-7: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im mittleren Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 15 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

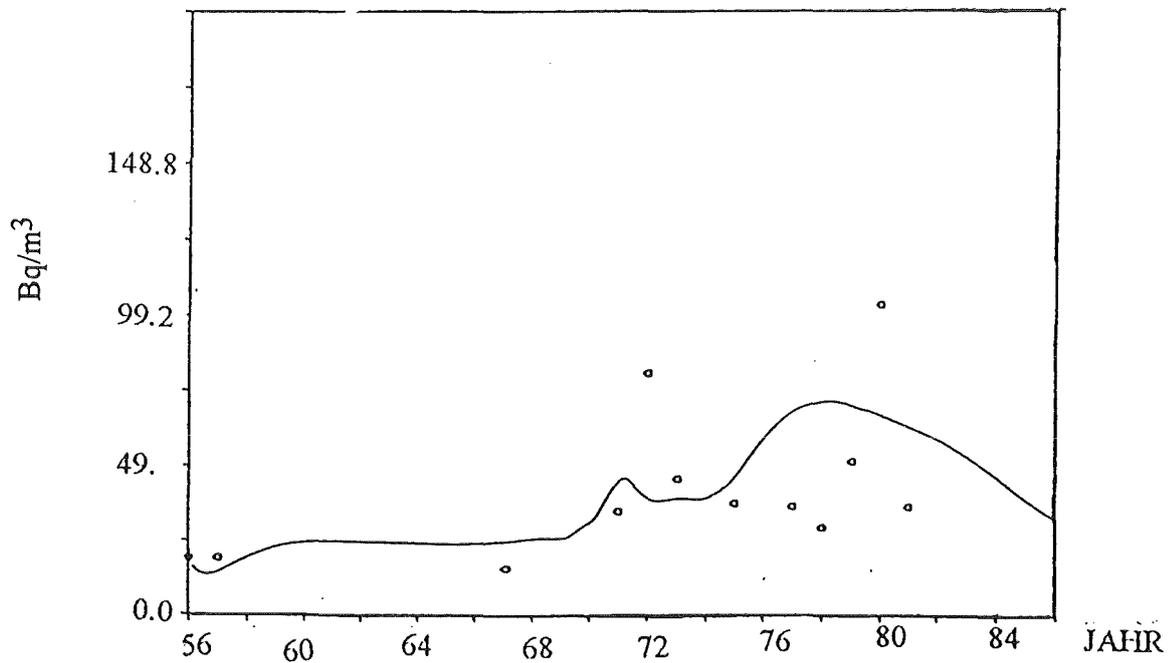


Bild 5-8: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im südlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 16 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

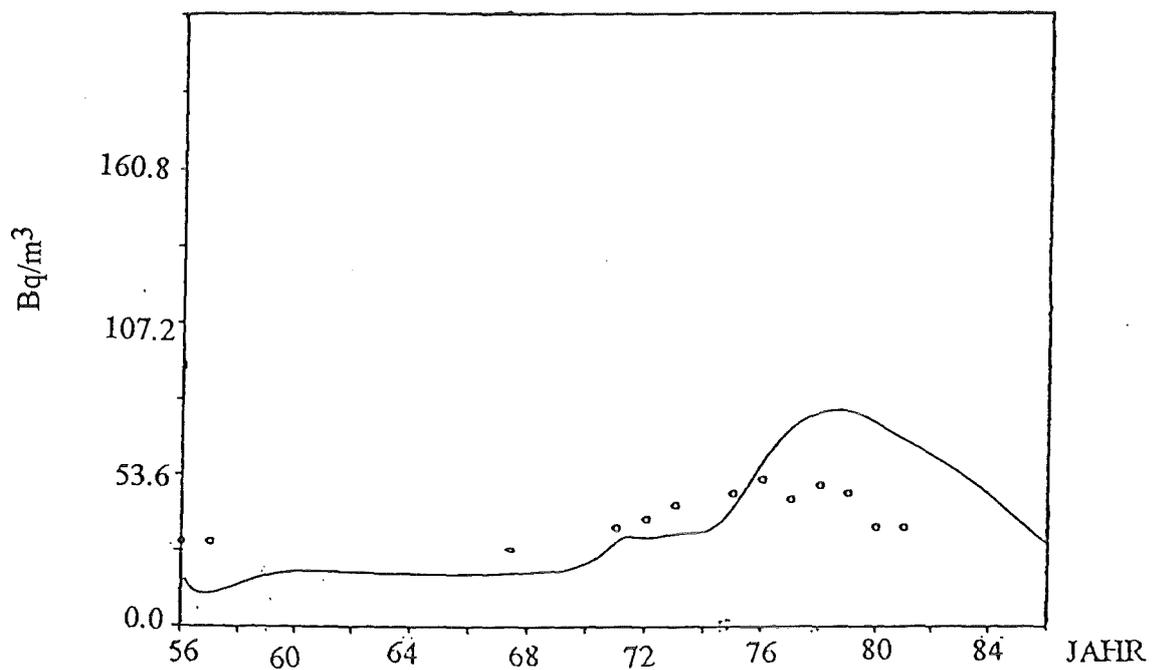


Bild 5-9: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im südlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 17 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

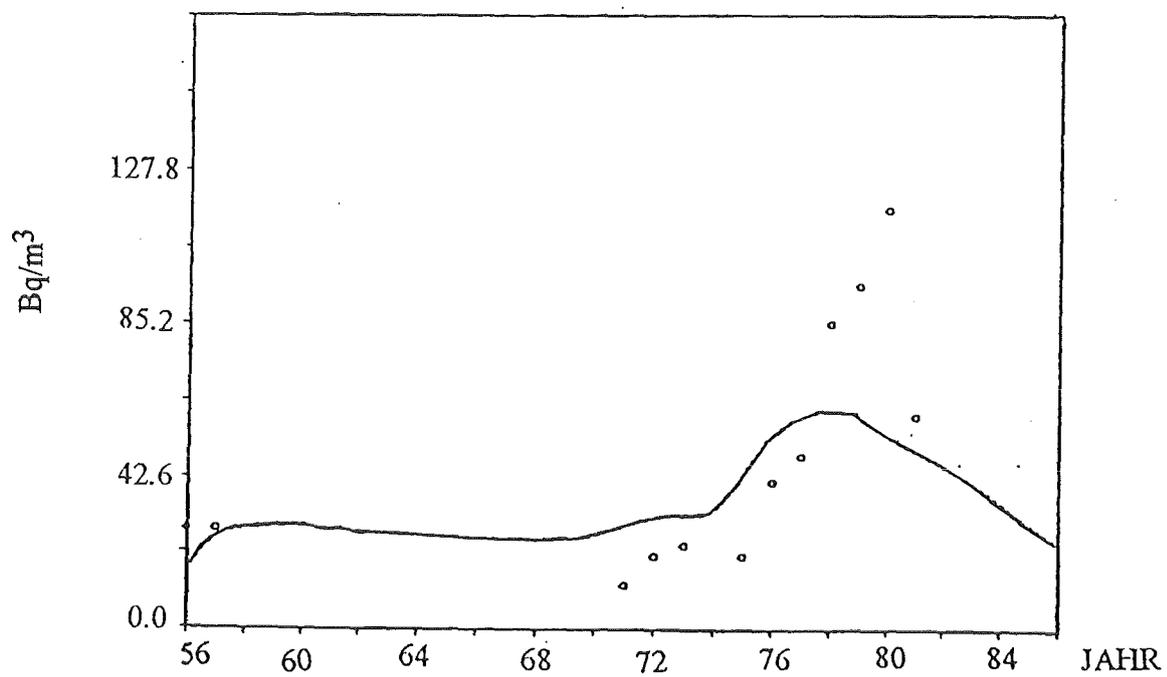


Bild 5-10: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 18 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

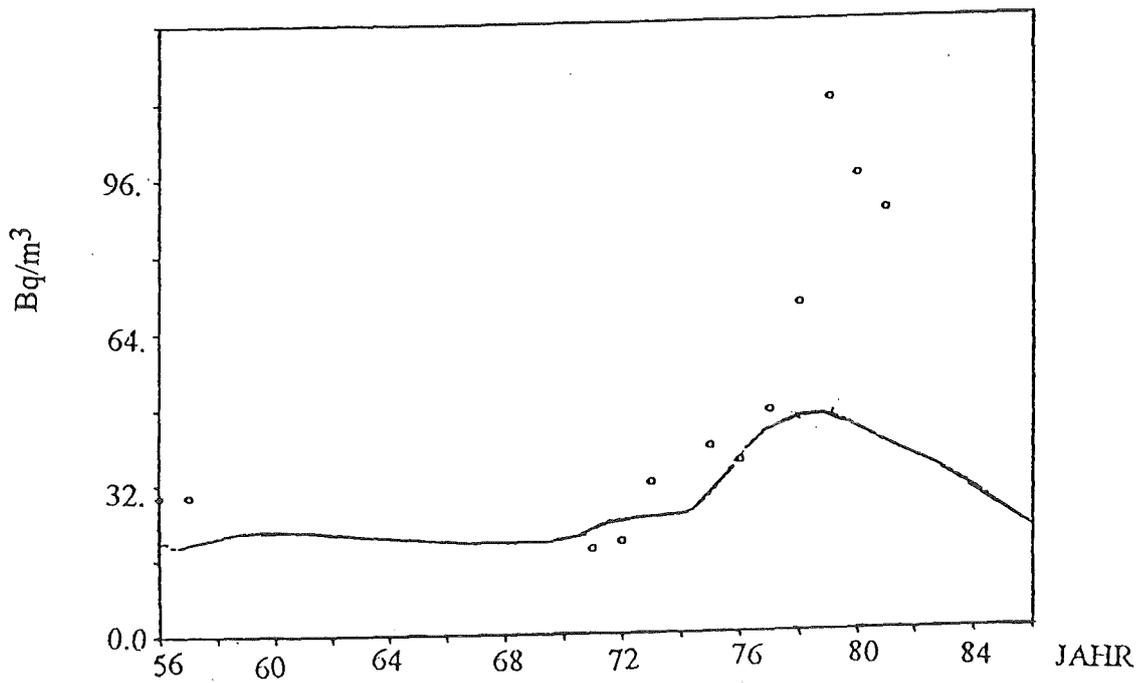


Bild 5-11: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im nördlichen Teil der Nordsee (Kompartiment Nr. 20 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

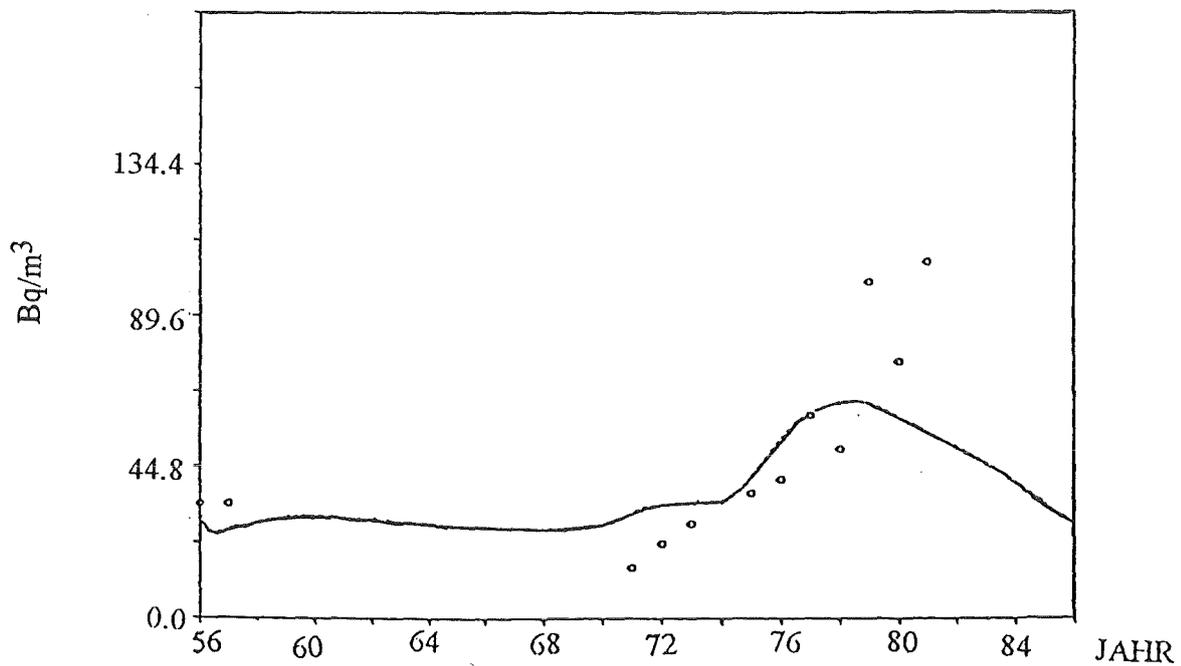


Bild 5-12: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser in Skaqerrak (Kompartiment Nr. 22 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

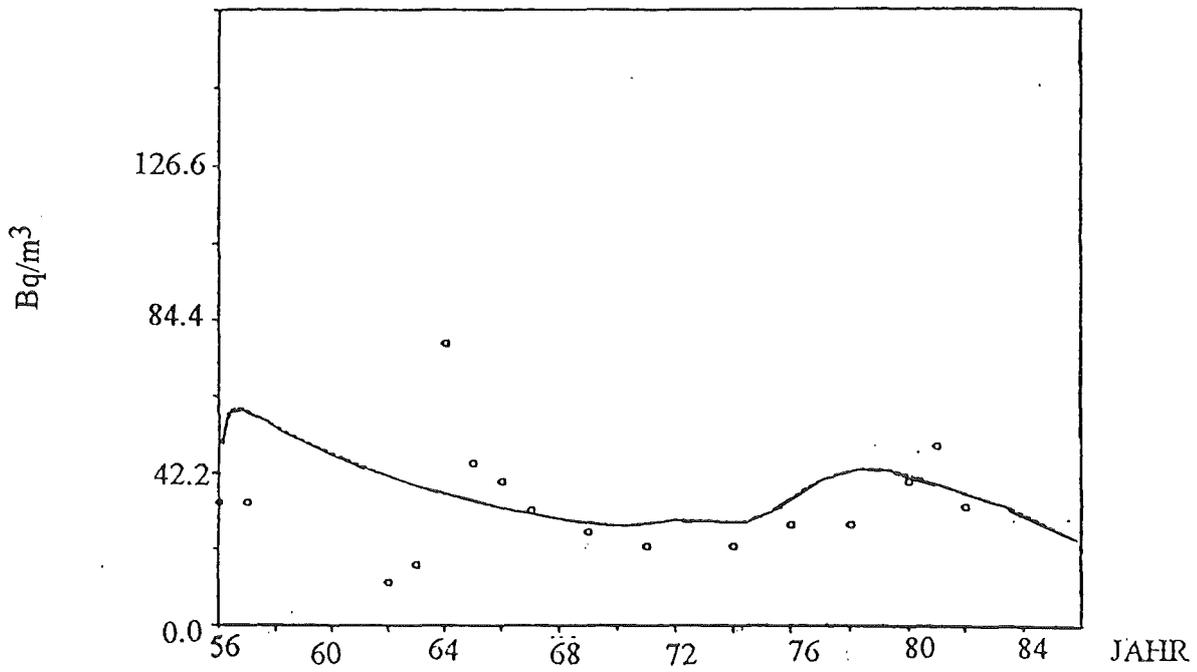


Bild 5-13: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser in der Kieler Bucht (Kompartiment Nr. 24 im Bild 3-5). Die Punkte stellen Meßwerte und die Kurve die hier berechneten Werte dar.

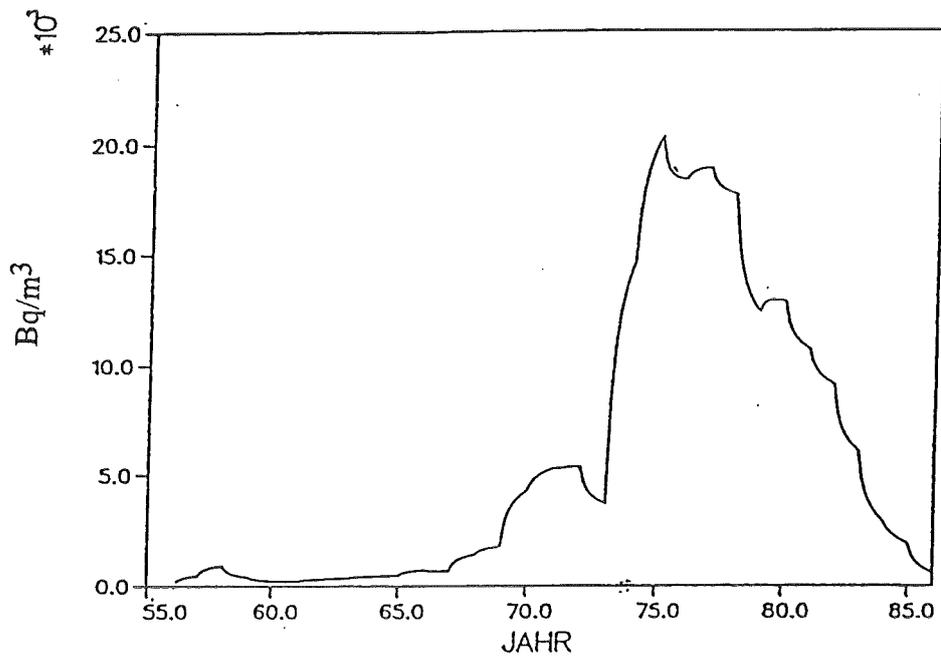


Bild 5-14a: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im lokalen Kompartiment um Sellafield Kompartiment Nr. 1 (s. Bild 3-5)

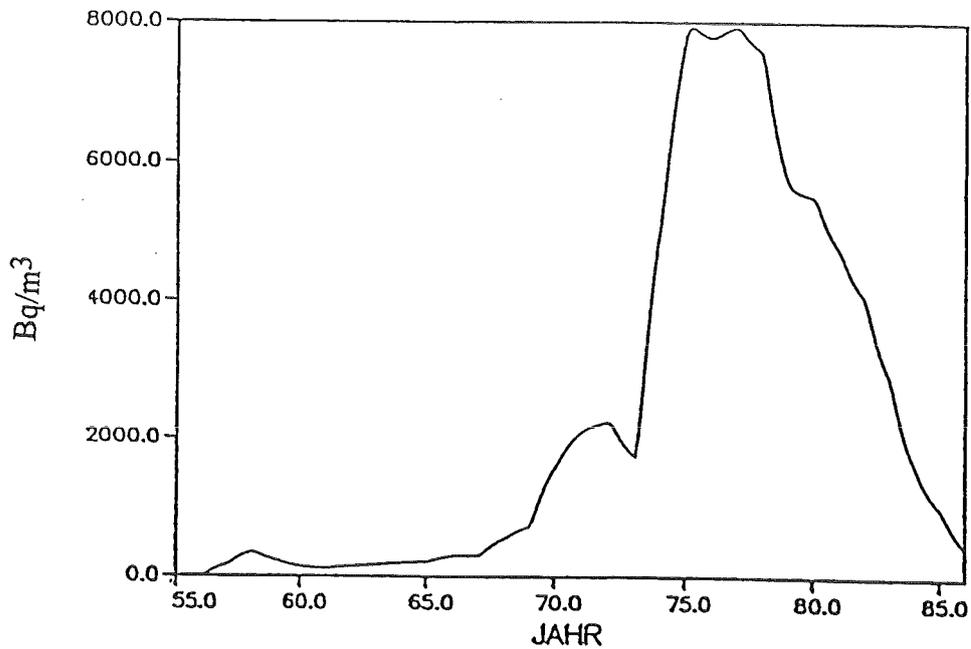


Bild 5-14b: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im regionalen Kompartiment um Sellafield Kompartiment Nr. 2 (s. Bild 3-5)

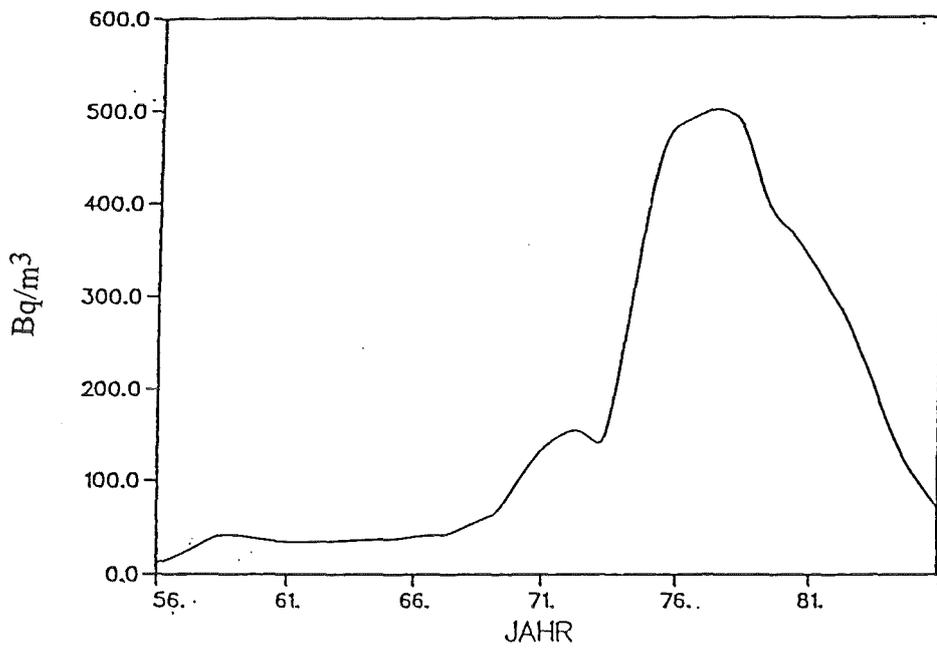


Bild 5-15: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 3 (s. Bild 3-5)

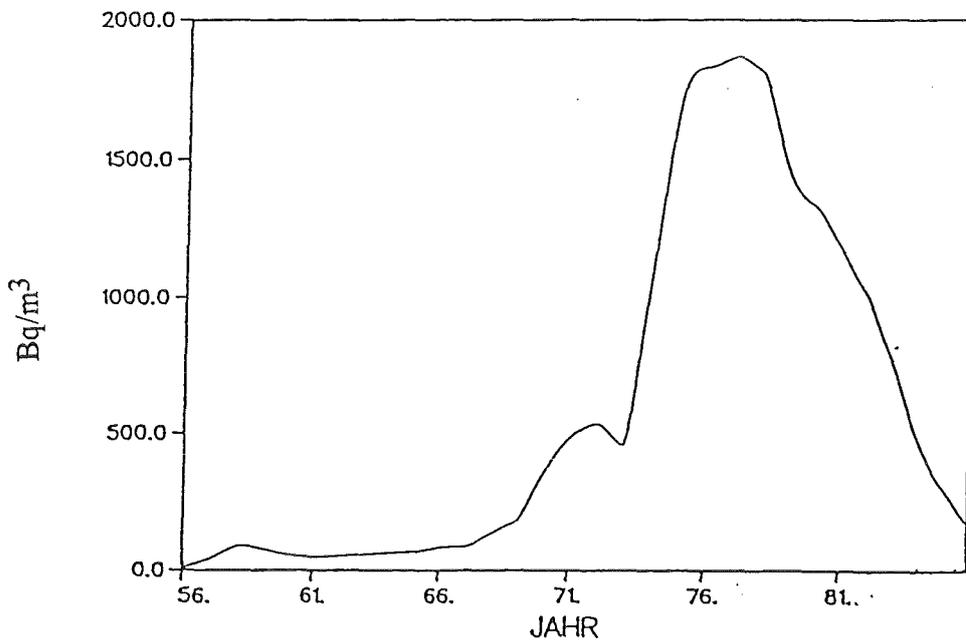


Bild 5-16: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 4 (s. Bild 3-5)

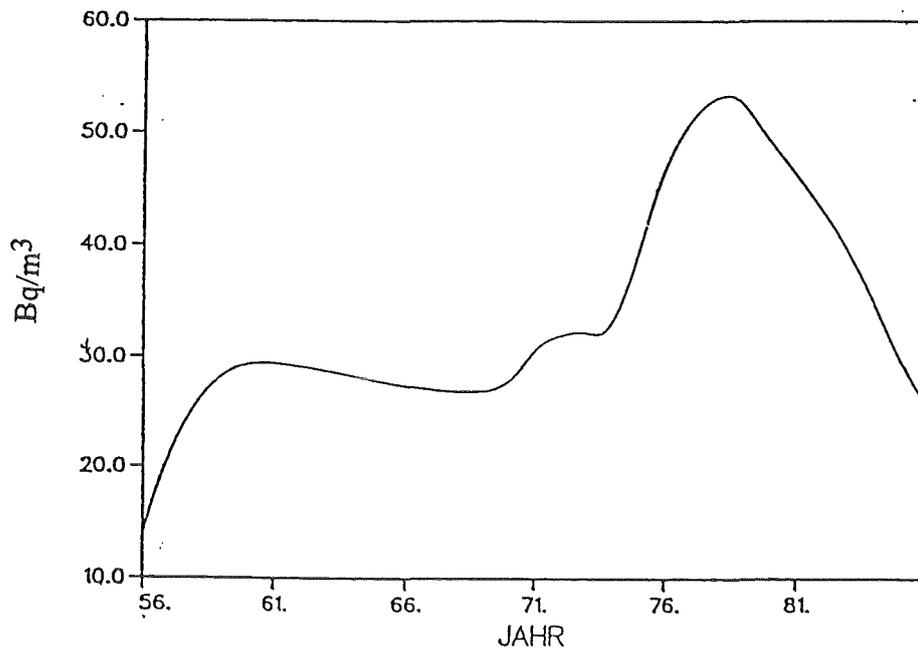


Bild 5-17: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 5 (s. Bild 3-5)

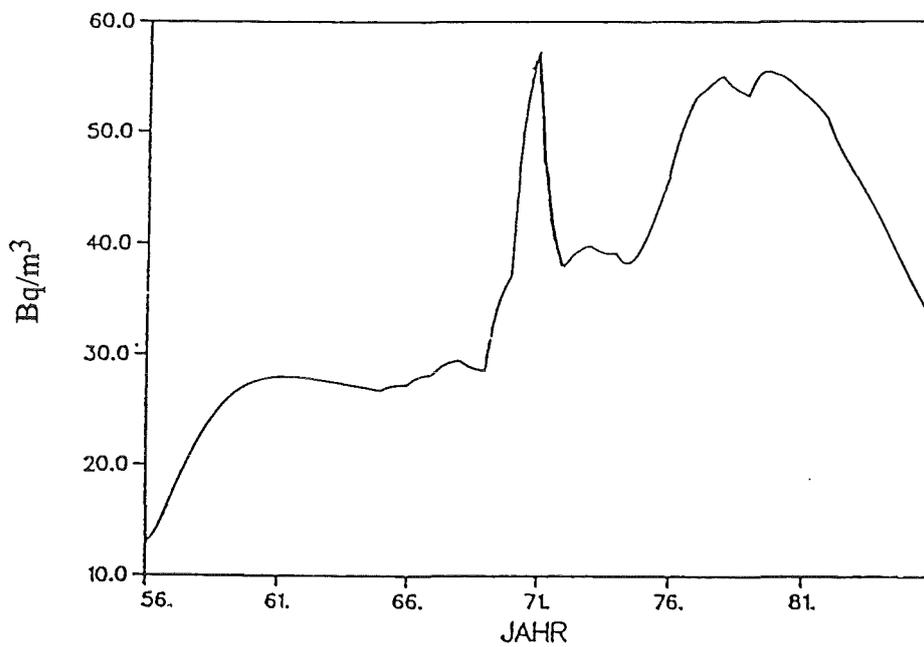


Bild 5-18: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 6 (s. Bild 3-5)

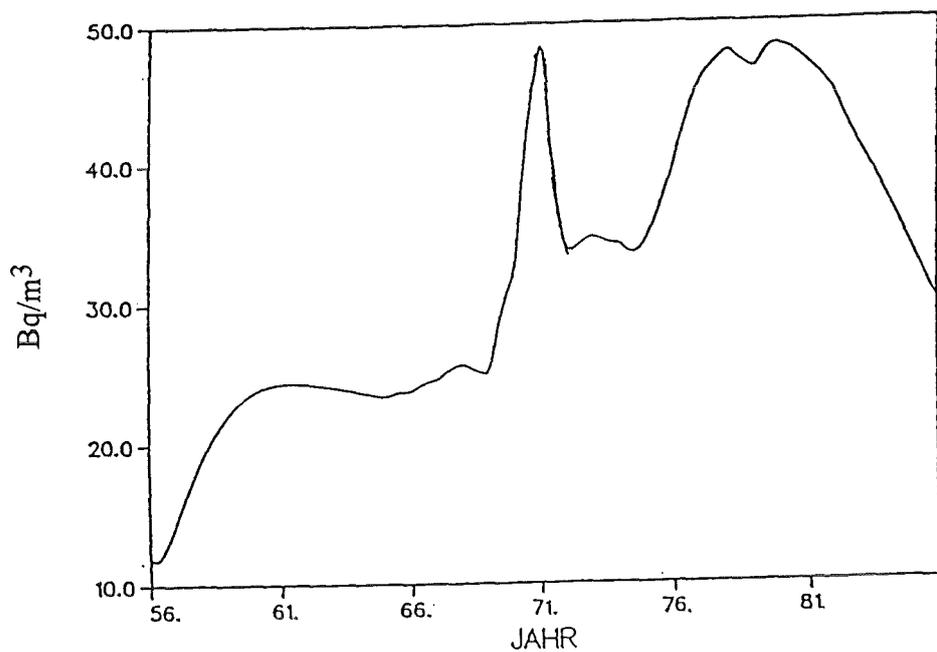


Bild 5-19: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 7 (s. Bild 3-5)

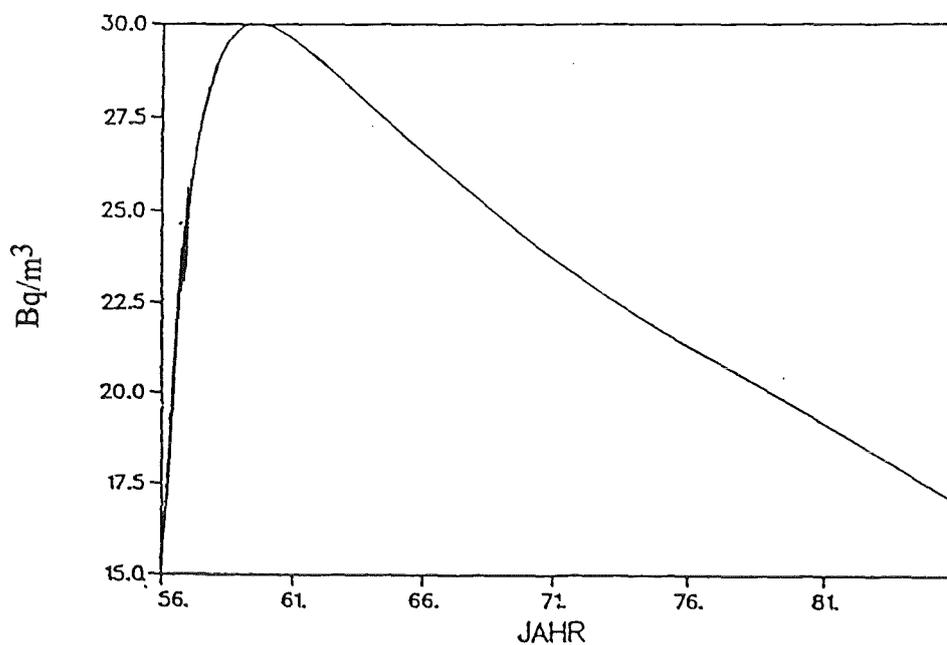


Bild 5-20: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 8 (s. Bild 3-5)

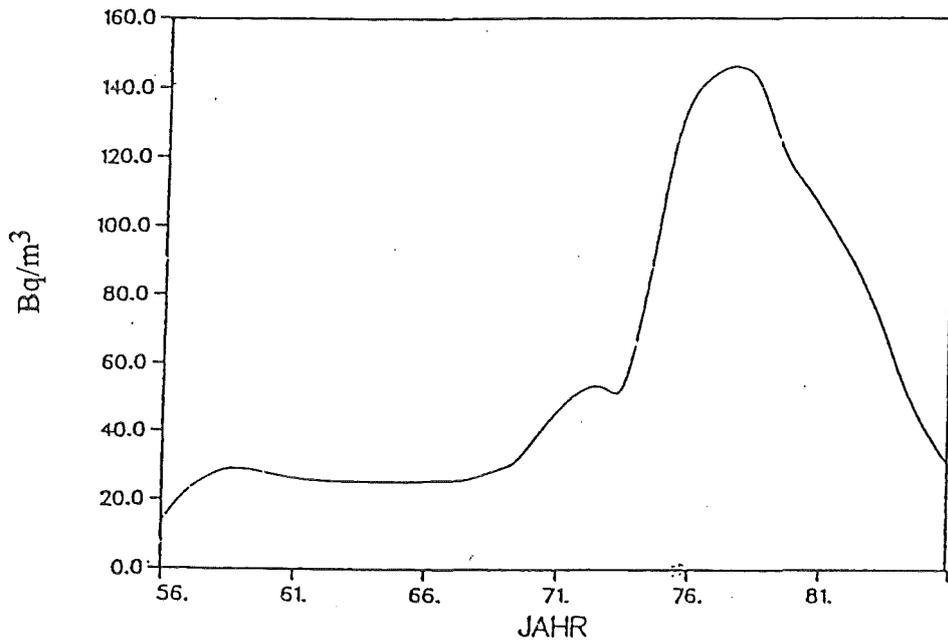


Bild 5-21: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 9 (s. Bild 3-5)

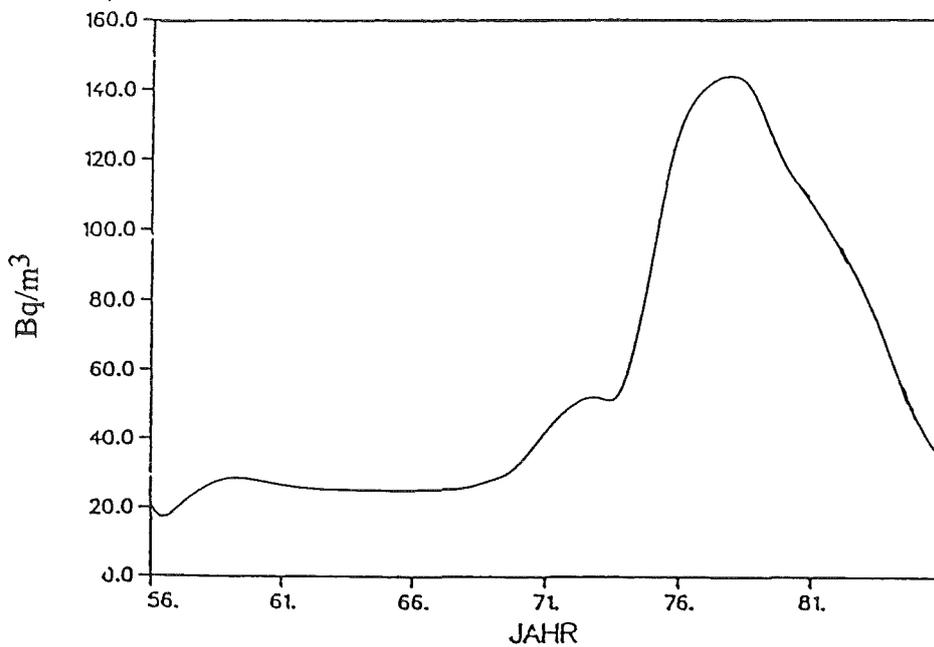


Bild 5-22: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 11 (s. Bild 3-5)

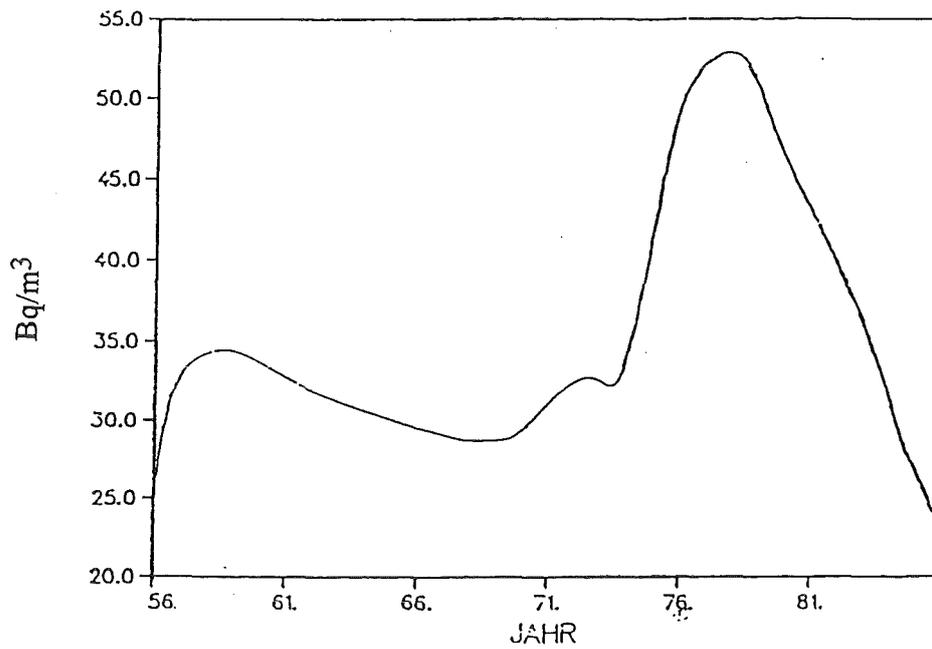


Bild 5-23: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 19 (s. Bild 3-5)

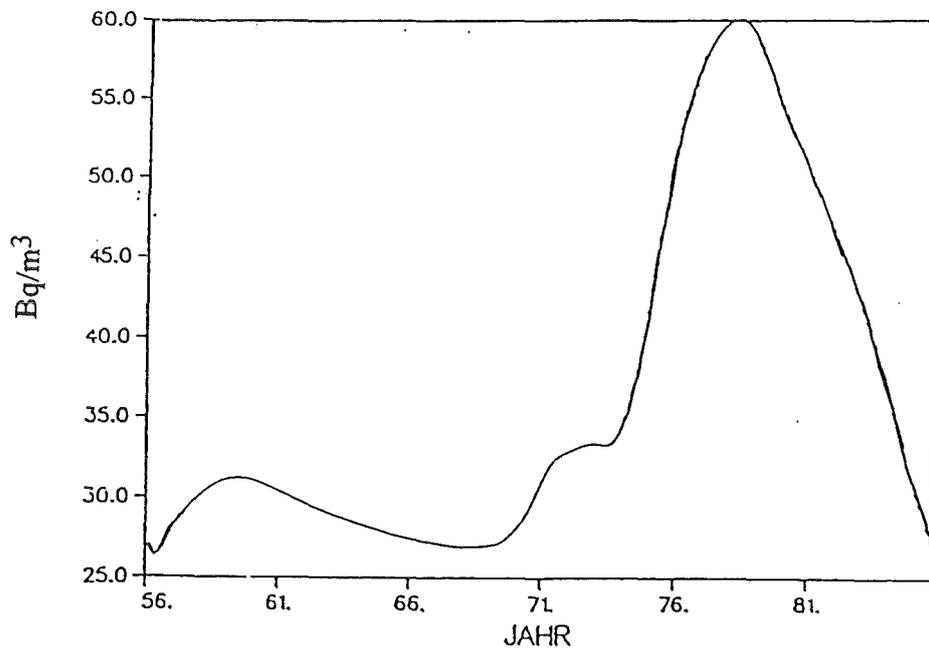


Bild 5-24: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 21 (s. Bild 3-5)

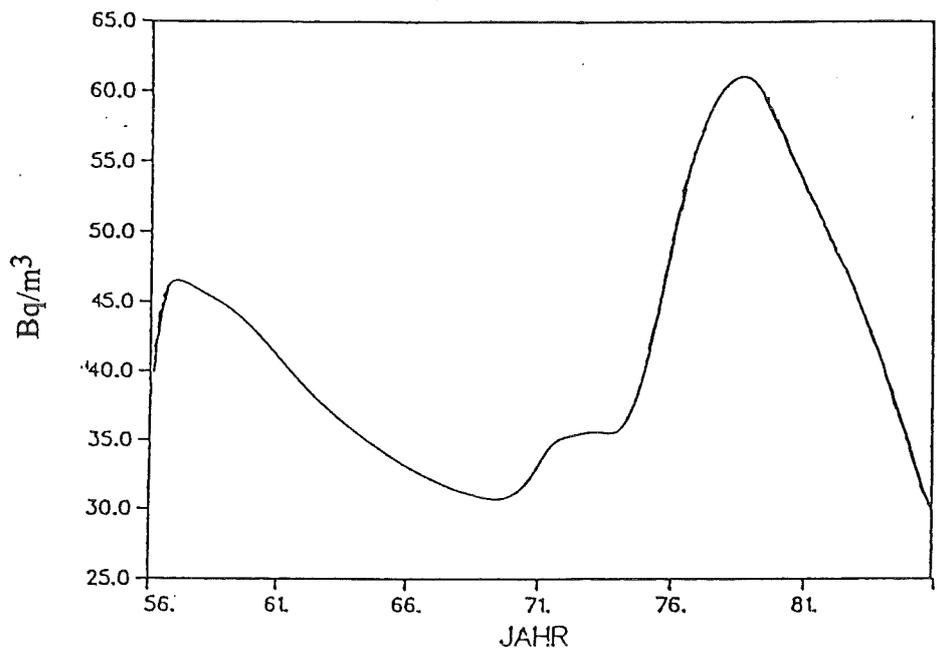


Bild 5-25: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 23 (s. Bild 3-5)

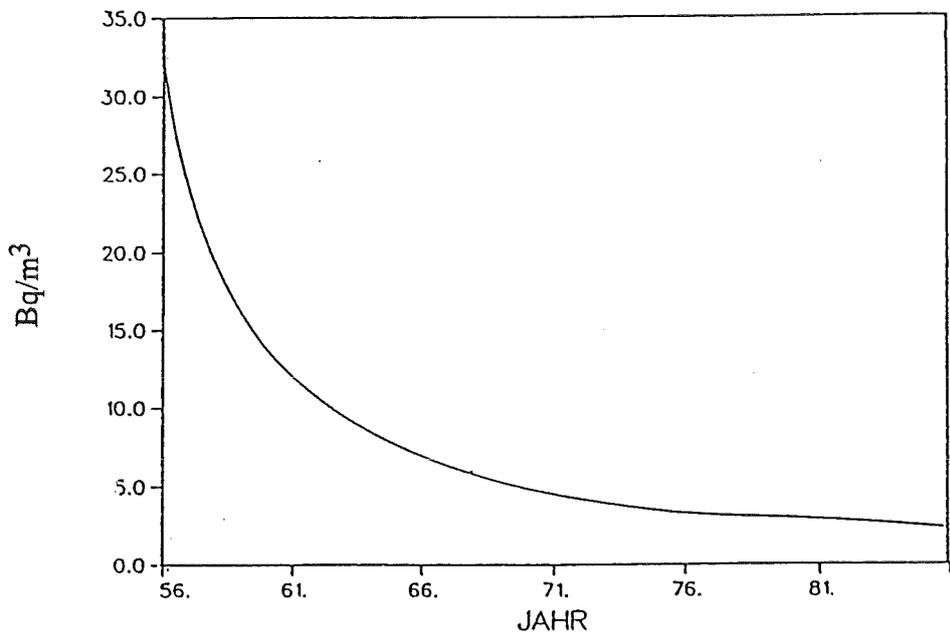


Bild 5-26: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 25 (s. Bild 3-5)

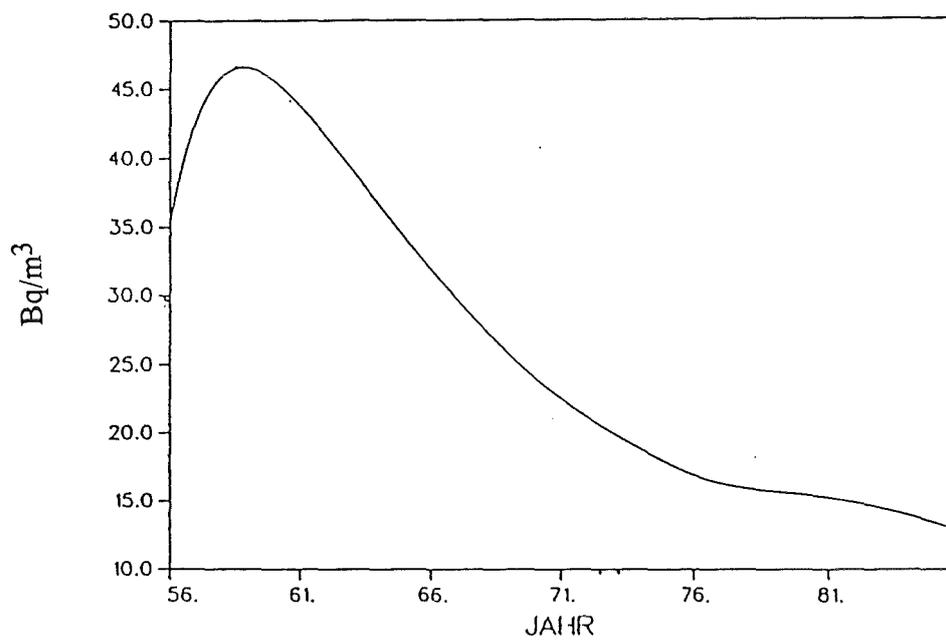


Bild 5-27: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 26 (s. Bild 3-5)

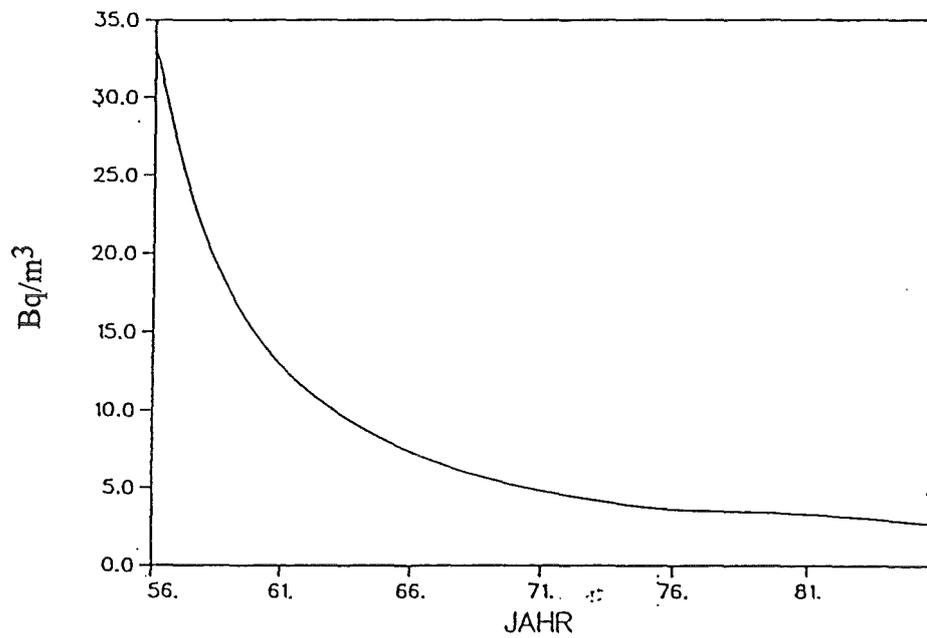


Bild 5-28: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 27 (s. Bild 3-5)

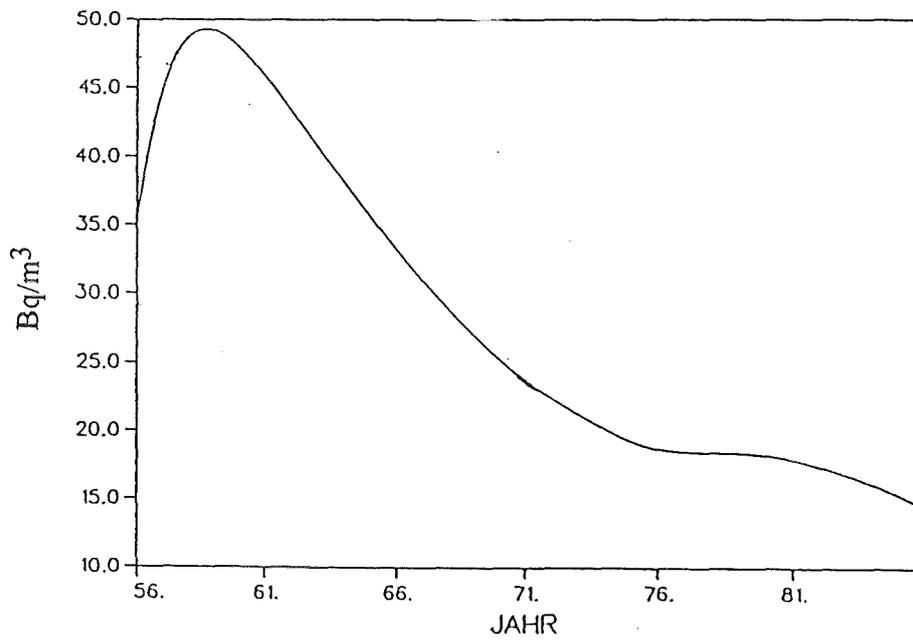


Bild 5-29: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 28 (s. Bild 3-5)

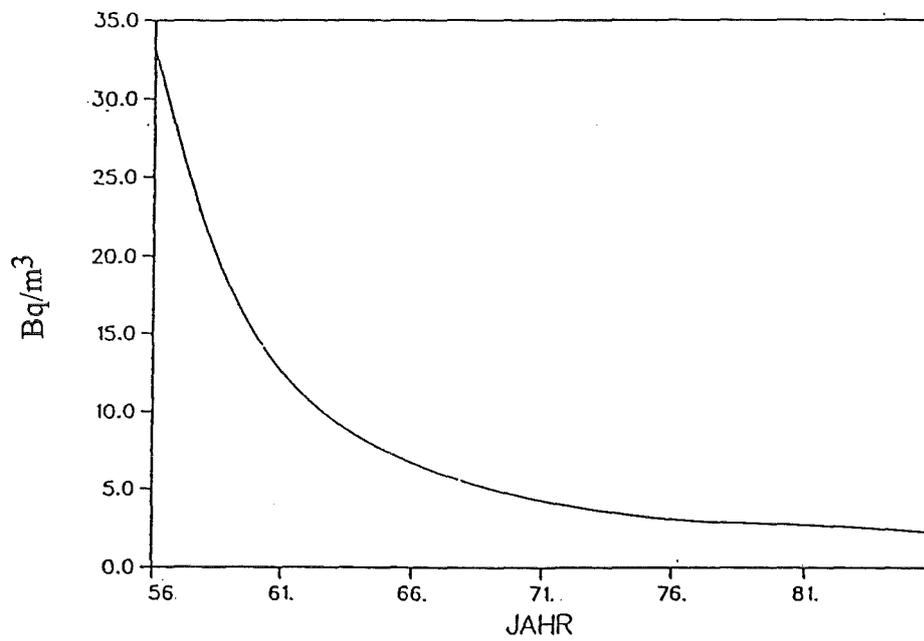


Bild 5-30: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 29 (s. Bild 3-5)

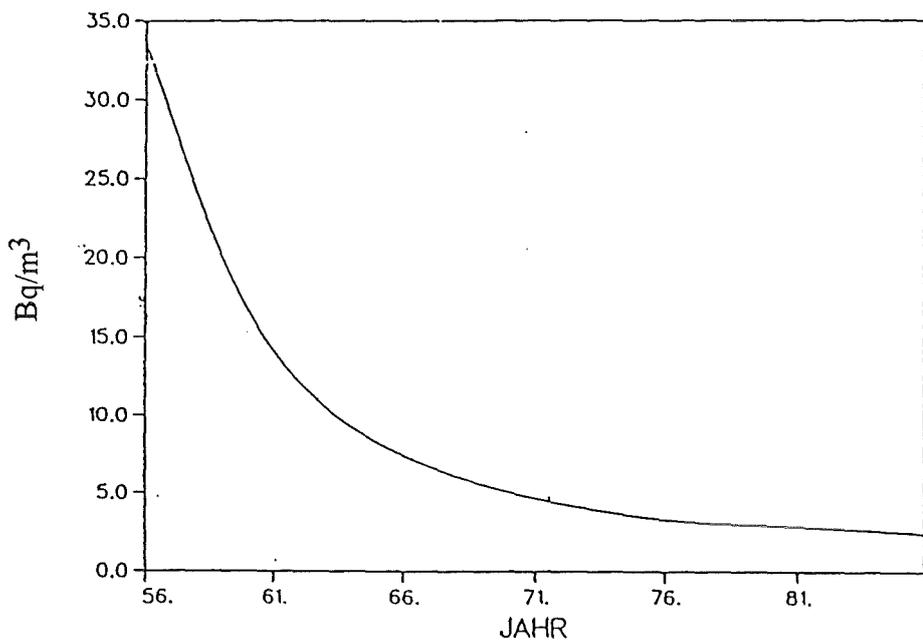


Bild 5-31: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in unfiltriertem Wasser im Kompartiment Nr. 30 (s. Bild 3-5)

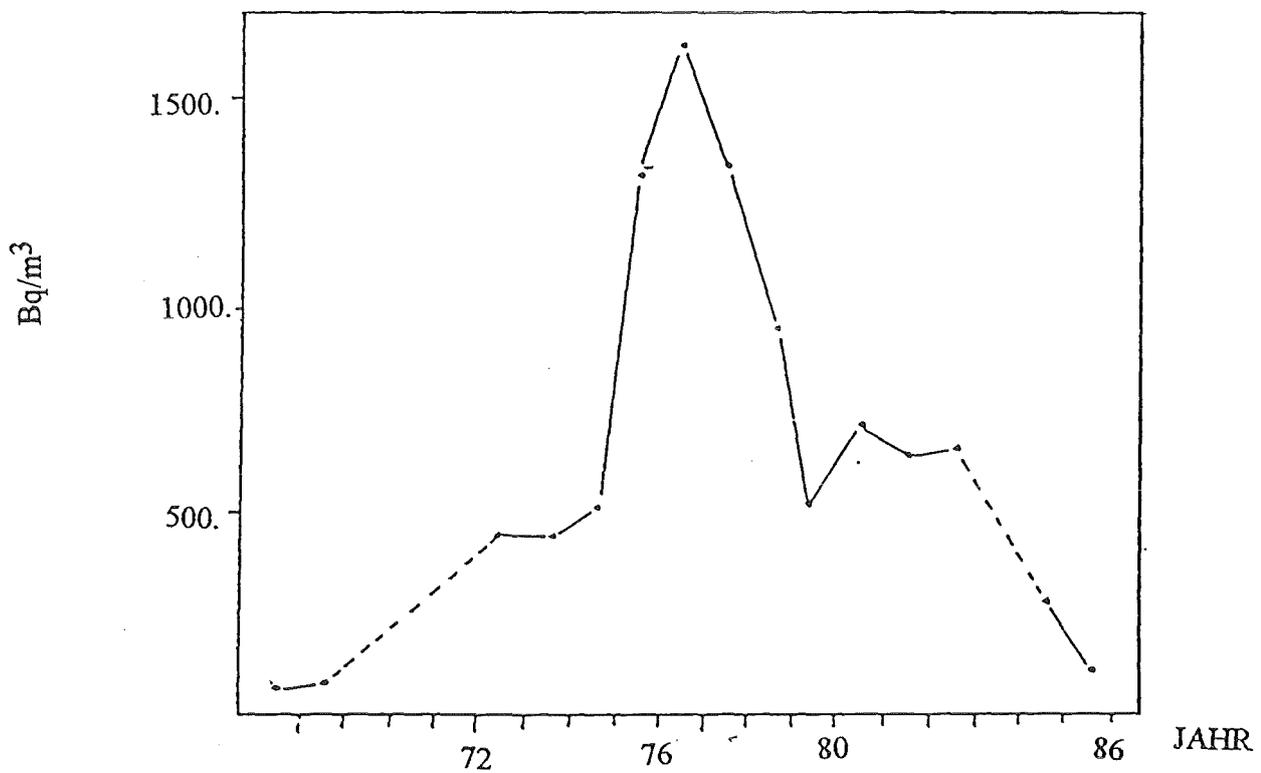


Bild 5-32: Gemessene Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Meerwasser des mittleren Teils der [rischen See /Cu 88/.

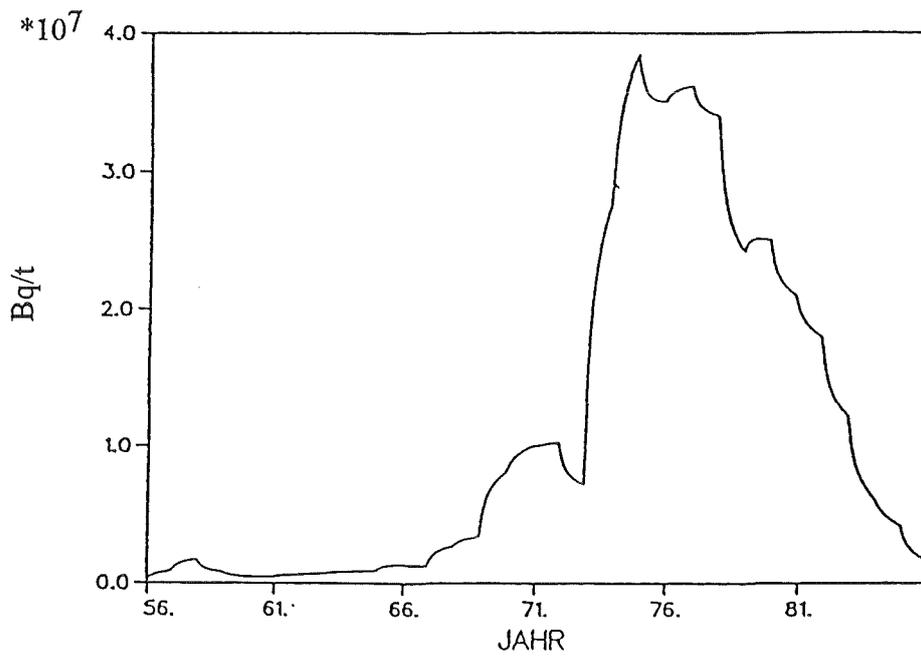


Bild 5-33: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 1 (s. Bild 3-5)

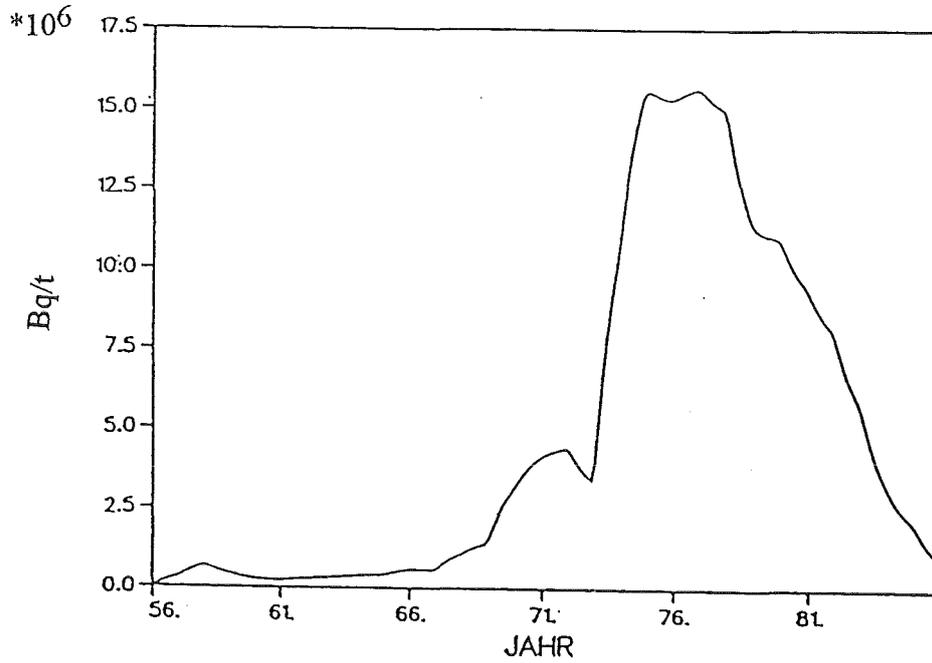


Bild 5-34: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 2 (s. Bild 3-5)

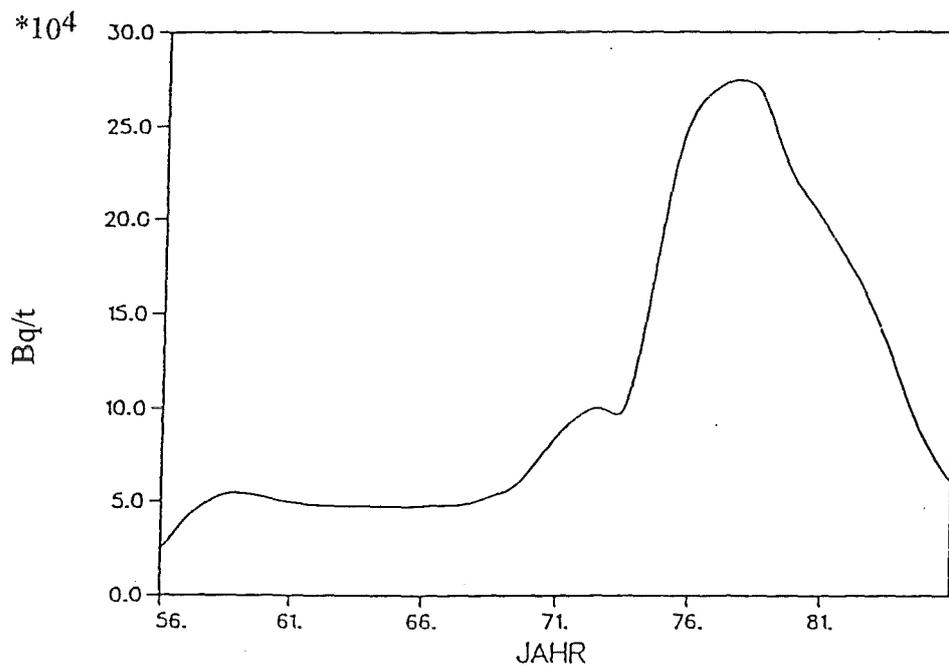


Bild 5-35: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 10 (s. Bild 3-5)

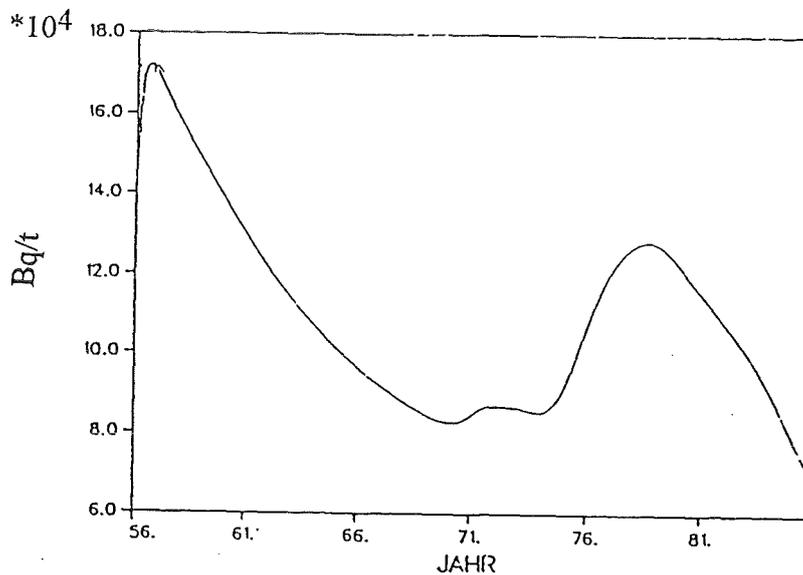


Bild 5-36: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 24 (s. Bild 3-5)

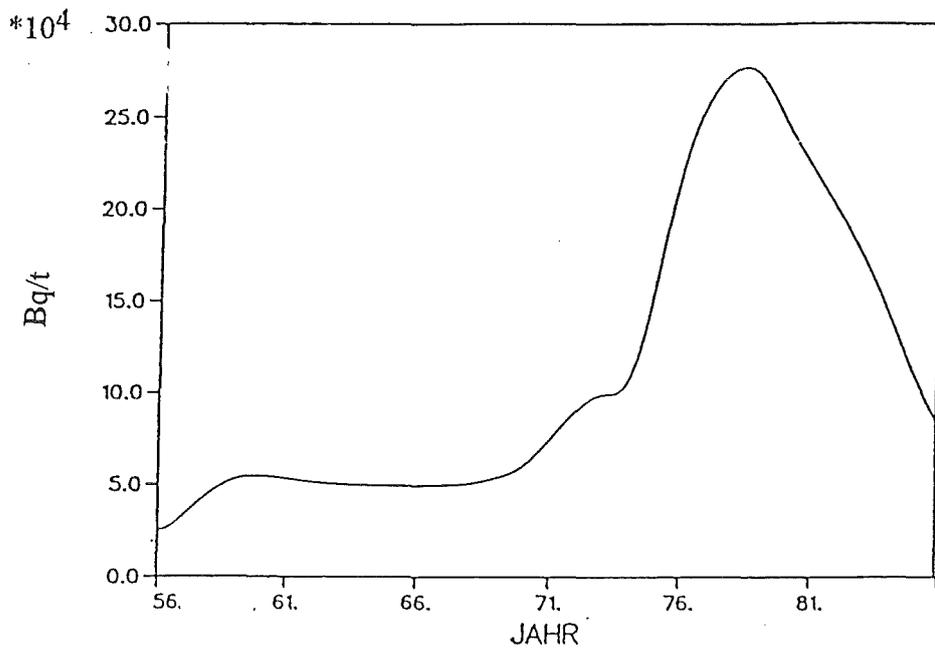


Bild 5-37: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Schwebstoff von Kompartiment Nr. 14 (s. Bild 3-5)

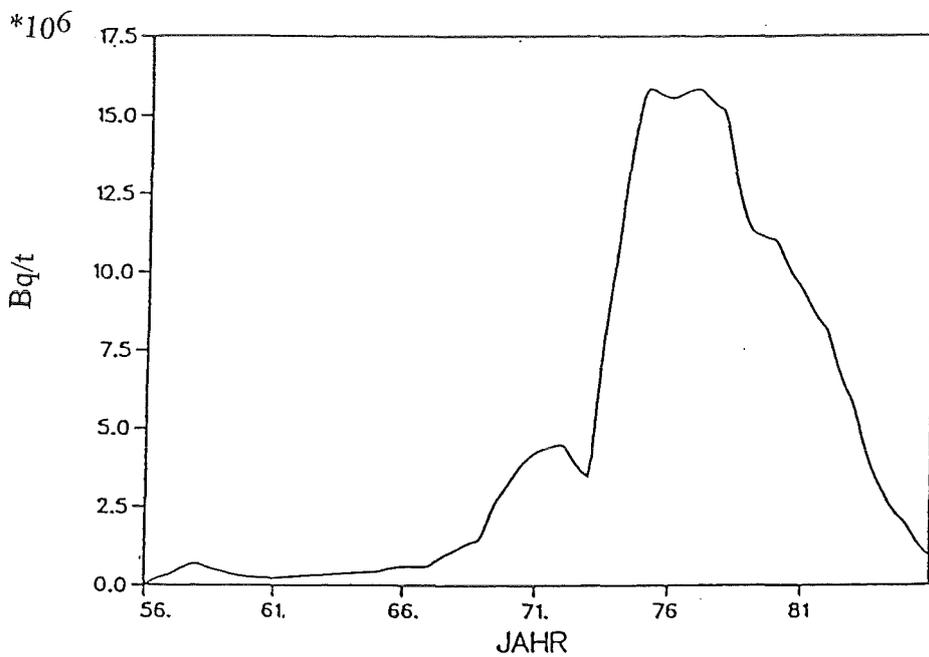


Bild 5-38: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr.2 (s. Bild 3-5)

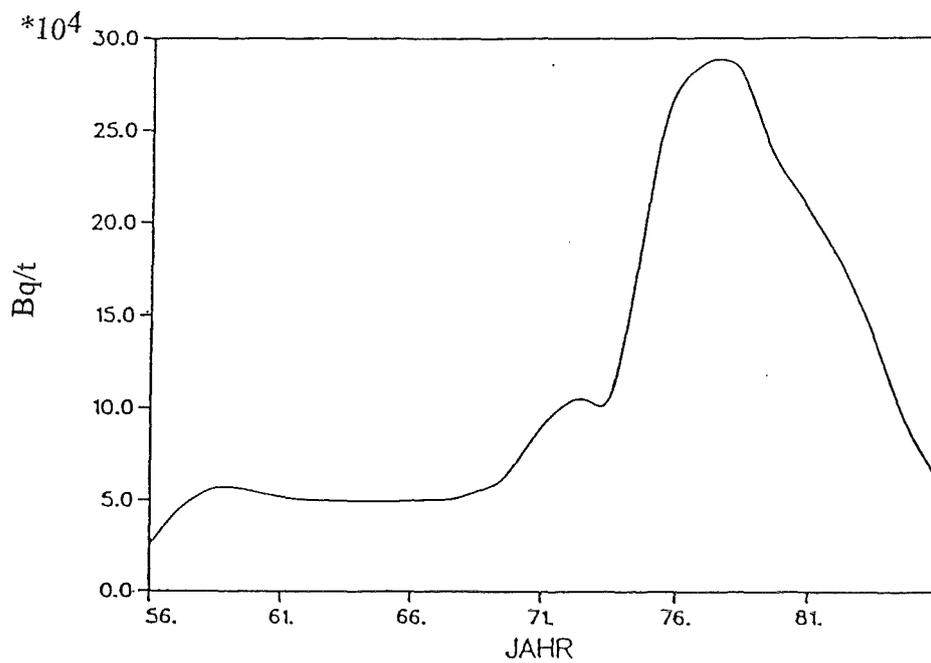


Bild 5-39: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr.10 (s. Bild 3-5)

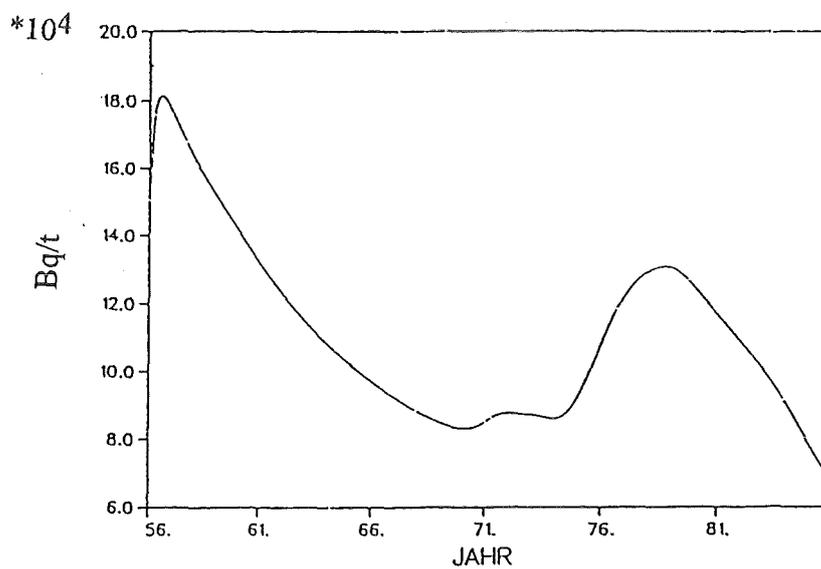


Bild 5-40: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr.24 (s. Bild 3-5)

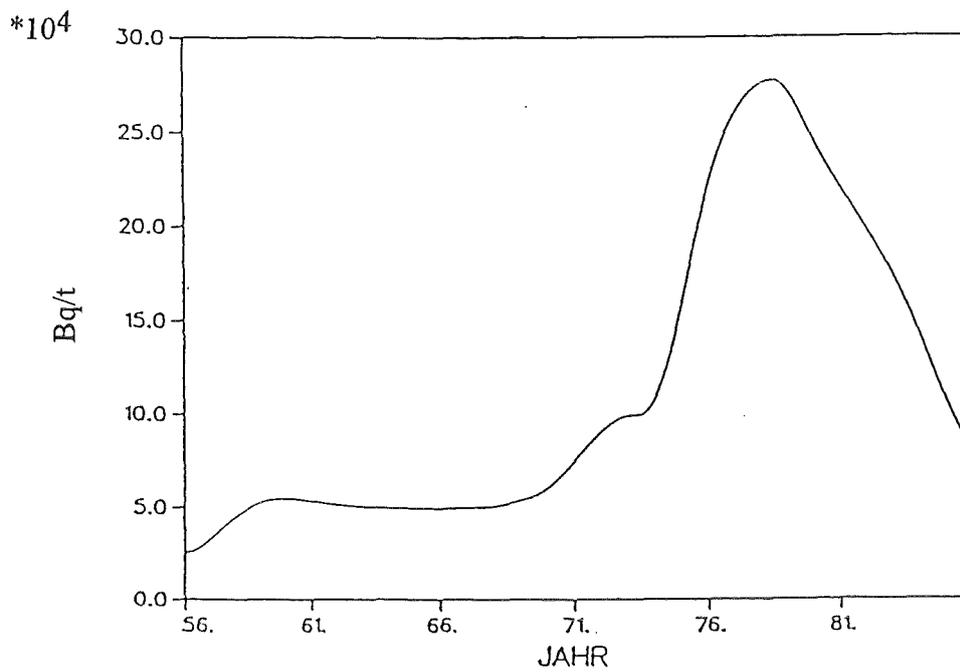


Bild 5-41: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Teilchen biologischer Herkunft von Kompartiment Nr.14 (s. Bild 3-5)

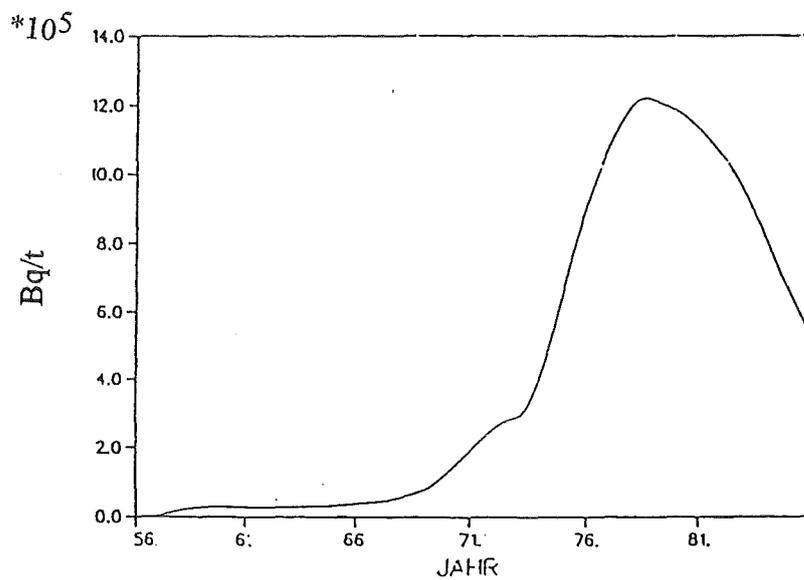


Bild 5-42: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2. (s. Bild 3-5)

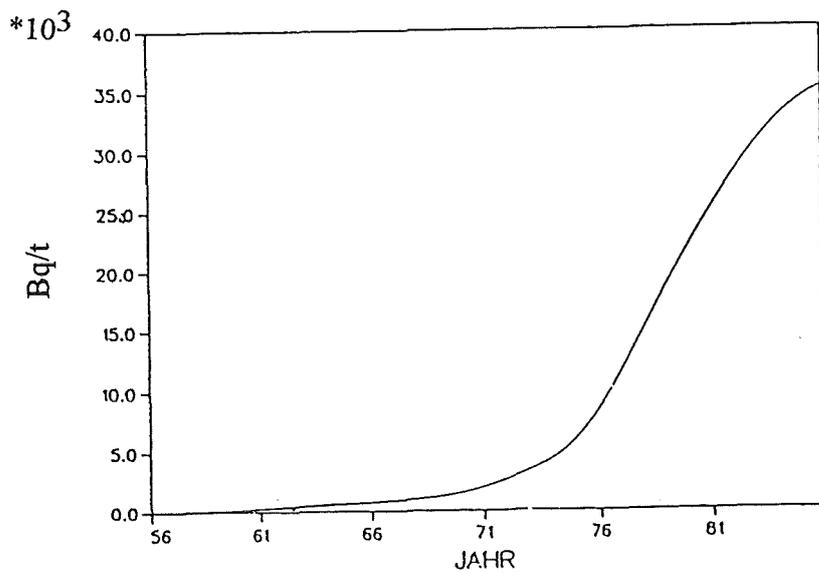


Bild 5-43: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (mittlere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2. (s. Bild 3-5)

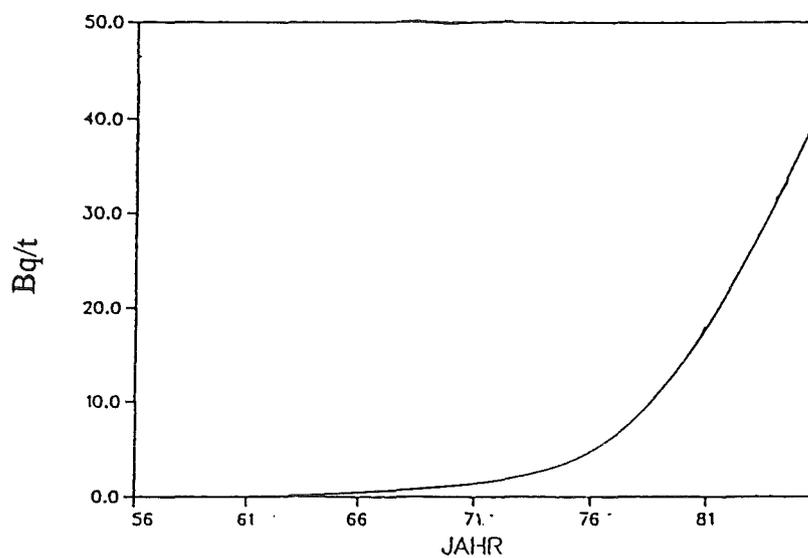


Bild 5-44: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (untere Schicht) vom Kompartiment Nr. 2. (s. Bild 3-5)

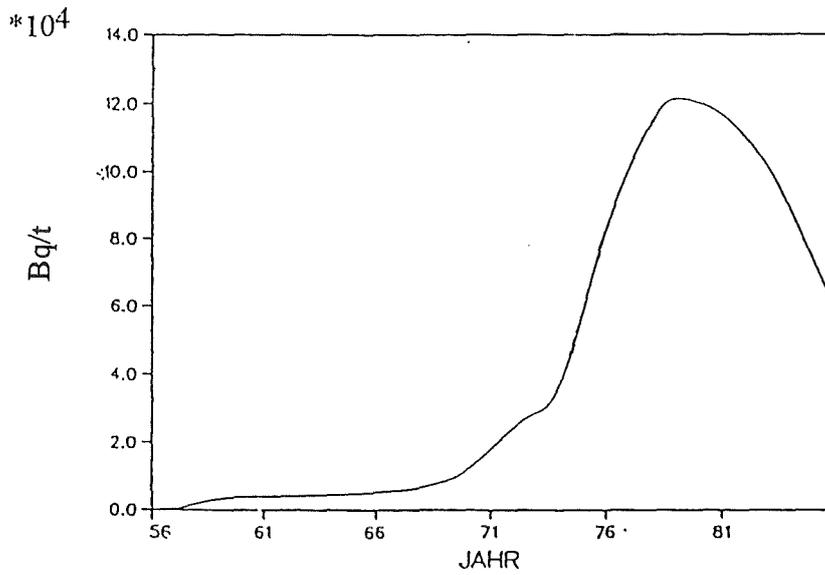


Bild 5-45: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment, (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 4 (mittlere Irische See). (s. Bild 3-5)

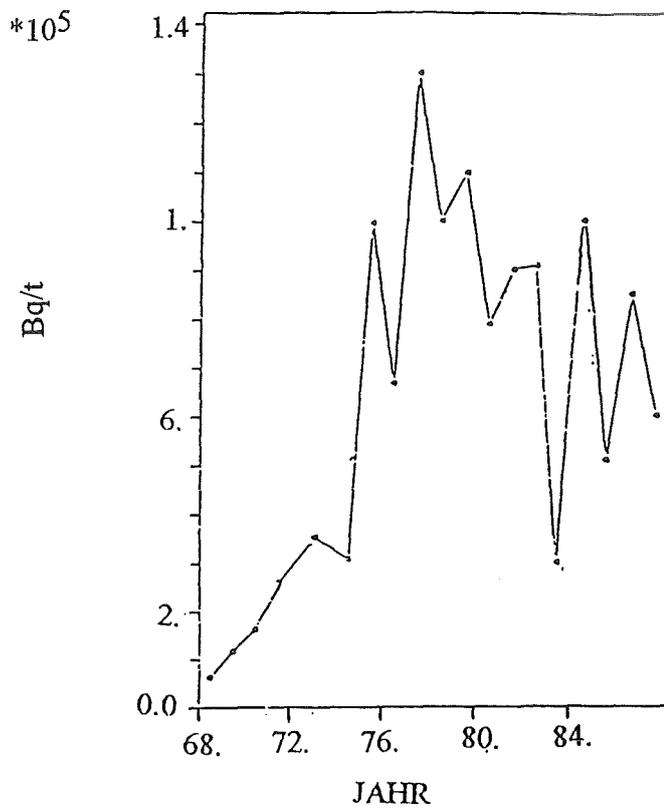


Bild 5-46: Messungen der Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment nahe der WAA Sellafield /Mi 89/.

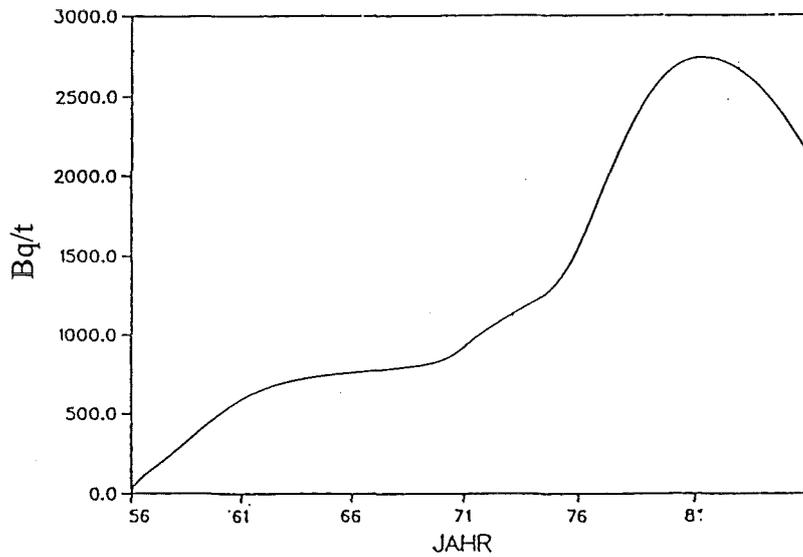


Bild 5-47: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 17 (Deutsche Bucht).

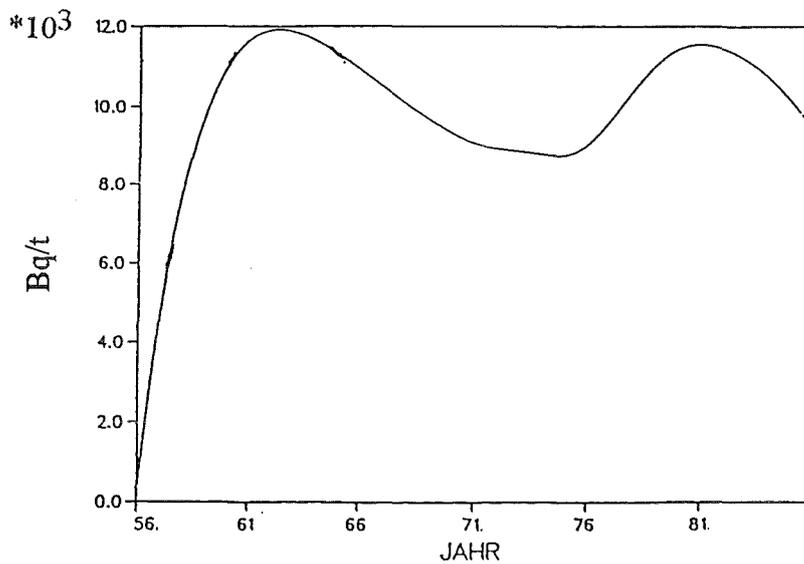


Bild 5-48: Berechnete Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Sediment (obere Schicht) vom Kompartiment Nr. 24 (Kieler Bucht).

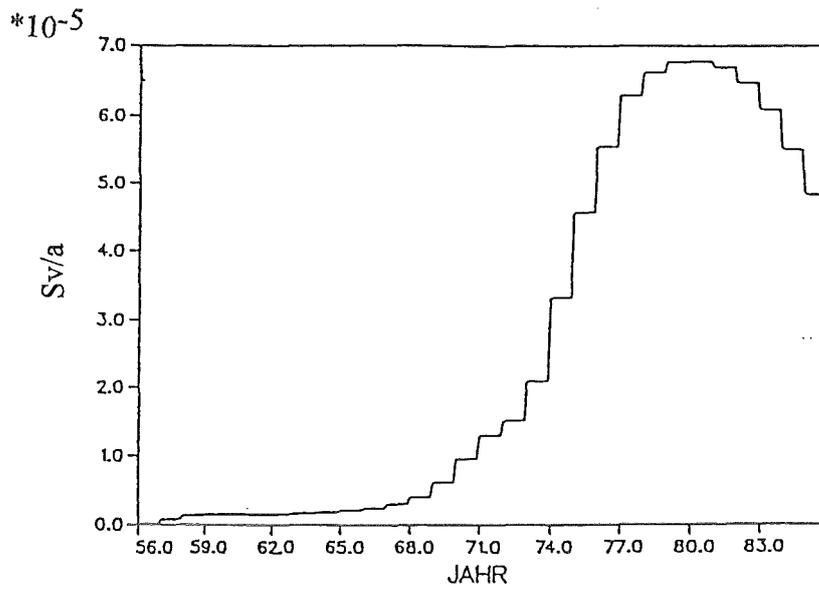


Bild 6-1: Berechnete Strahlenexposition der γ -Strahlung von Cs-137 aus dem Expositionspfad "Aufenthalt am Strand" für die Region um Sellafield.

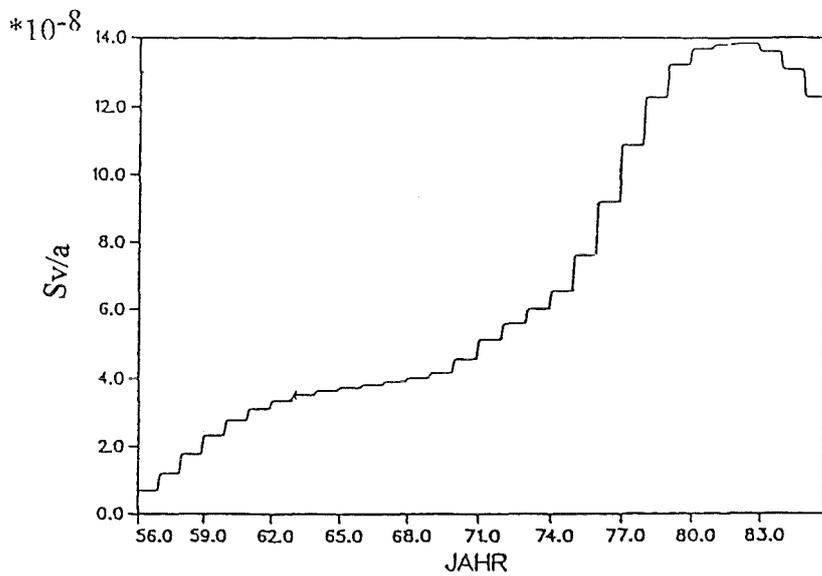


Bild 6-2: Berechnete Strahlenexposition der γ -Strahlung von Cs-137 aus dem Expositionspfad "Aufenthalt am Strand" für die Deutsche Bucht.

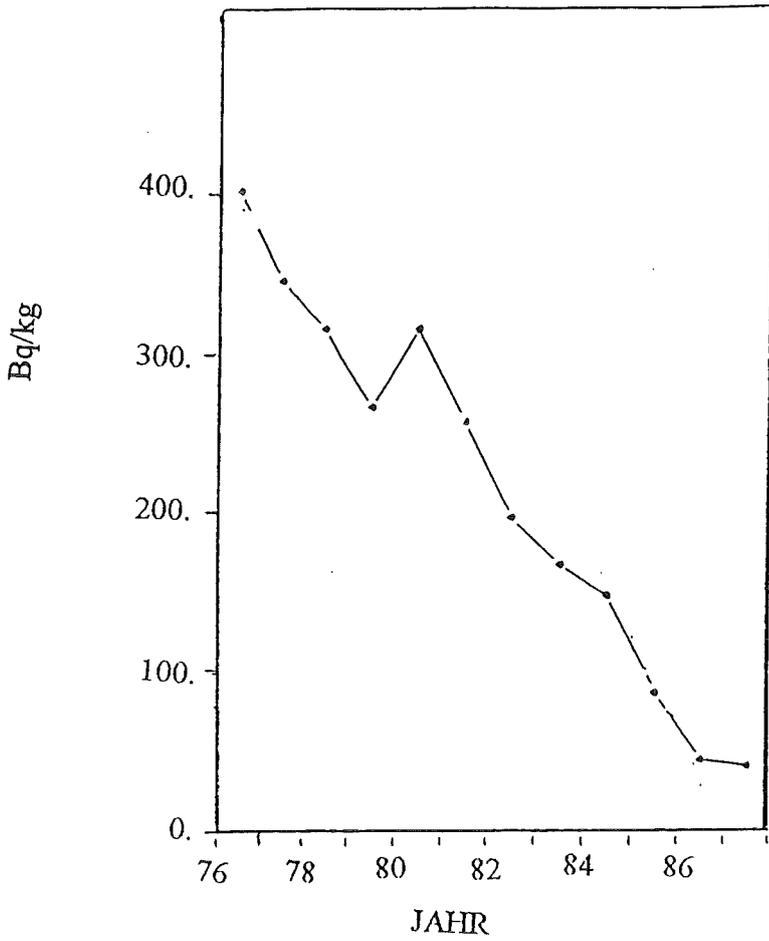


Bild 6-3: Gemessene Cs-137 Konzentration im Fisch aus der Umgebung von Sellafield /Mi 89/.

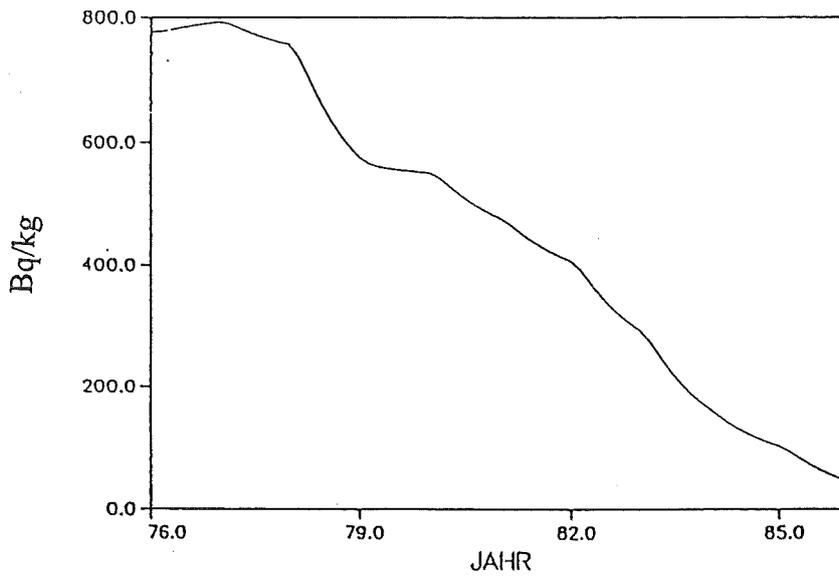


Bild 6-4 : Berechnete Cs-137 Konzentration im Fisch aus der Umgebung von Sellafield.

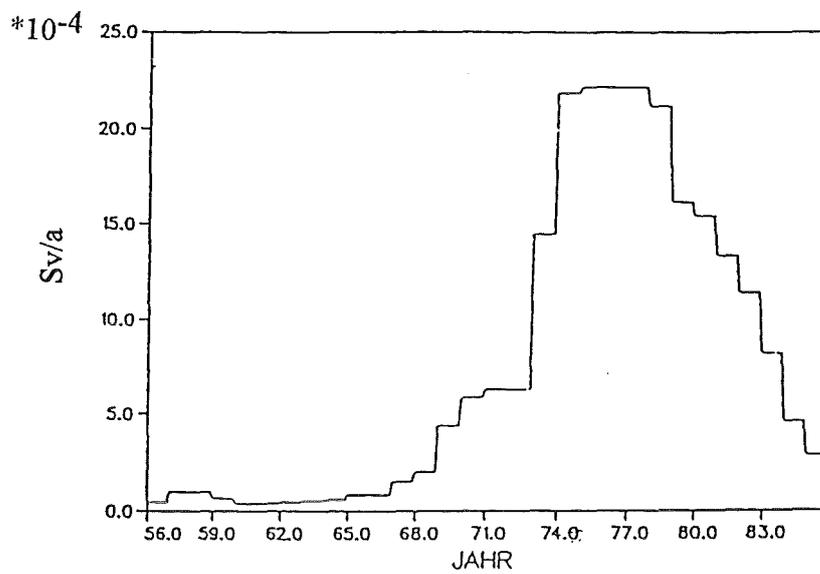


Bild 6-5: Berechnete Dosis pro Jahr aufgrund von Ingestion von Fisch in der Umgebung von Sellafield.

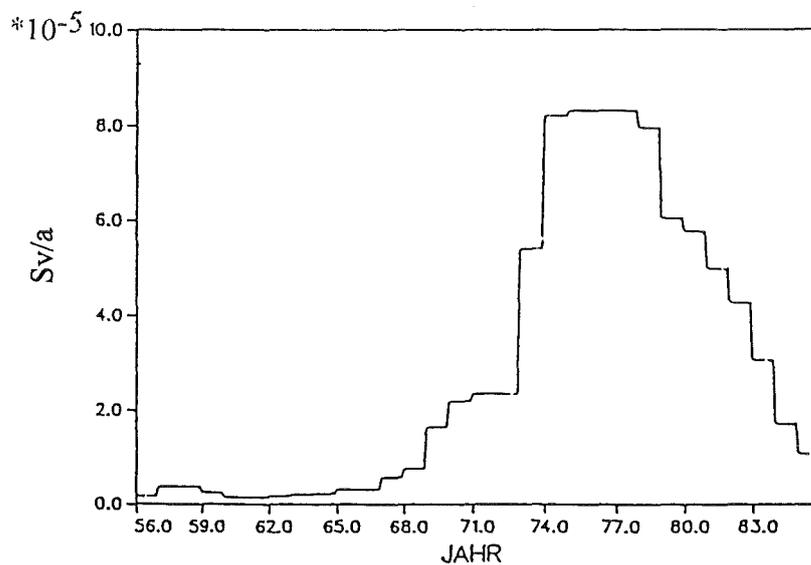


Bild 6-6: Berechnete Dosis pro Jahr aufgrund von Ingestion von Muscheln in der Umgebung von Sellafield.

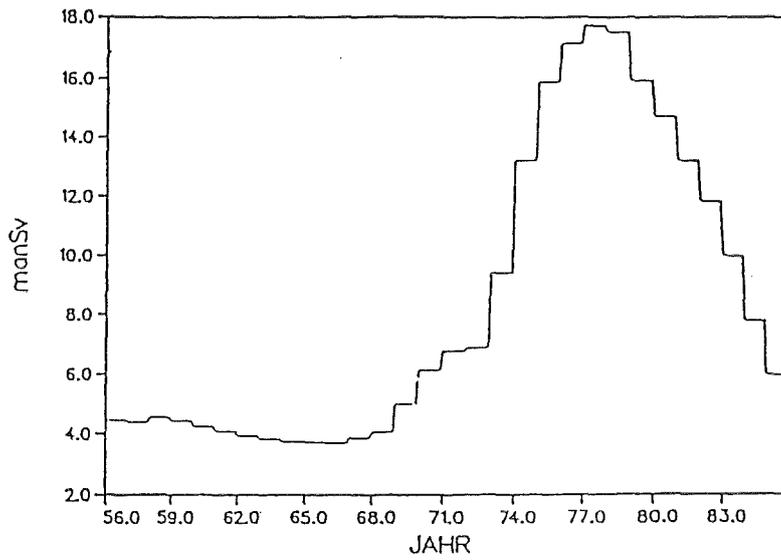


Bild 6-7: Berechnete Kollektivdosis der Bevölkerung der alten Bundesländer pro Jahr aus Ingestion von Fisch, welcher in den nordwesteuropäischen Gewässern gefischt wurde.