

Symposion

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz

Programm



Abstracts



Materialien

28. September 2008
in der Charité – Universitätsmedizin Berlin
Campus Virchow Klinikum
Hörsaal Pathologie im Forschungshaus,
Forum 4
Augustenburger Platz 1, 13353 Berlin

Die Kinderkrebsstudie des Kinderkrebsregisters in Mainz (KiKK-Studie) alarmierte zum Jahreswechsel 2007/2008 mit dem Nachweis, daß das Erkrankungsrisiko für Leukämie und andere Krebserkrankungen bei Kindern unter 5 Jahren zunimmt, je näher sie bei einem der deutschen Kernkraftwerke leben.

Gegenstand dieses Symposions sind die Hintergründe der Studie und die Kontroversen über die Bewertung der Ergebnisse. Der wissenschaftliche Kontext, die von der Studie unbefriedigend behandelten Fragen und die Schwierigkeiten, aus den Ergebnissen epidemiologischer Studien angemessene wissenschaftliche, politische, wirtschaftliche und humanitäre Konsequenzen zu ziehen, werden beleuchtet.

Es geht um die Frage, ob die bisher geübte Praxis, ionisierende Strahlen als mögliche Krankheitsverursacher grundsätzlich auszuschließen, weil die errechnete Strahlendosis und das angenommene Strahlenrisiko zu gering seien, um die beobachtete Zunahme der Krankheitsfälle zu erklären, angesichts der Faktenlage noch gerechtfertigt werden kann.

Dr. Sebastian Pflugbeil
Gesellschaft für Strahlenschutz, Präsident

Prof. Dr. Karl Sperling
Institut für Humangenetik, Charité,
Universitätsmedizin Berlin

Programm	3
Abstracts	
Übersicht	4
Vorträge	5
Referenten	105
Impressum	106
Materialiensammlung	107

Mit Unterstützung durch:

Dr. med. Erika Drees, Stendal

Bürgerinitiative gegen Leukämie in
der Elbmarsch e.V.
<http://elbmarsch.org>

Internationale Ärzte für die
Verhütung des Atomkrieges,
Ärzte in Sozialer
Verantwortung – International
Physicians for the Prevention
of Nuclear War,
German Section



www.strahlentelex.de

ECHOO Konferenzdolmetschen
www.echoo.de

PCS

PCS Professional Conference
Systems GmbH - www.pcs.info



10.00- 10.15 Uhr: Begrüßung und Einführung

Dr. **Sebastian Pflugbeil**, Berlin, Präsident der Gesellschaft für Strahlenschutz; Tagungspräsident

10.15 – 11.45 Uhr Sitzung 1:

Dr. **Bernd Grosche**, Head Section Radiation Risk, Federal Office for Radiation Protection Germany, Bundesamt für Strahlenschutz, München:

Häufigkeit von Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken: Die KiKK-Studie.

5

Prof. Dr. **Wolfgang Hoffmann**, MPH, Institut für Community Medicine, E.-M.-Arndt-Universität Greifswald:

Gesundheitsrisiko durch niedrige Strahlendosen: Aktuelle Ergebnisse aus der Epidemiologie.

13

Prof. Dr. **Eberhard Greiser**, Epi. Consult GmbH und Institut für Public Health und Pflegeforschung Universität Bremen, Bremen: Einfluss von Design, Durchführung und Interpretation epidemiologischer Studien auf die Risikokommunikation am Beispiel des Krebsrisikos durch Kernkraftwerke.

16

Tee- und Kaffeepause

12.15 - 14.00 Uhr Sitzung 2:

Prof. **Steve Wing**, Ph.D., Department of Epidemiology, School of Public Health, University of NC, Chapel Hill, USA:

Cancer around nuclear power plants: Collision of evidence and assumptions, déjà vu – Krebs in der Umgebung von Atomkraftwerken: Kollision von Befunden und Annahmen, ein déjà vu.

26

Dr. **Ian Fairlie**, Consultant on Radiation in the Environment, London, UK:

A possible mechanism for the KiKK findings of increased childhood cancers near NPPs in Germany – Ein möglicher Mechanismus zur Erklärung der in der KiKK-Studie gefundenen Zunahme von Kinderkrebs in der Nähe deutscher Kernkraftwerke.

28

Mittagspause

15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3:

Prof. Dr. **Inge Schmitz-Feuerhake**, Mitglied der vormaligen schleswig-holsteinischen und nieders. Kommissionen zur Aufklärung der Elbmarschleukämien, Köln:

Dosisbestimmung für die Bevölkerung bei Atomkraftwerken: Modellrechnung und Realität am Beispiel Krümmel – Estimating Population Exposure by Nuclear Power Plants: Theoretical Simulation versus Reality Studied at the Krümmel Site

34

Dr. **Sebastian Pflugbeil**, Gesellschaft für Strahlenschutz:

Elbmarschleukämien: Dosisbestimmung aus Umweltkontaminationen bei Geesthacht.

50

Heike Schröder, Dipl.-Biol., Messstelle für Arbeits- und Umweltschutz e.V., Bremen: Biological dosimetry – method of choice to evaluate ionizing radiation

80

Tee- und Kaffeepause

17.00 - 18.30 Uhr Sitzung 4:

Prof. Dr. **Karl Sperling**, Institut für Human-genetik, Charité, Berlin: Eine mütterliche Strahlenexposition erhöht das Risiko für Kinder mit Trisomie 21 – Low dose irradiation of women increases the risk for children with trisomy 21.

81

Dr. **Alfred Körblein**, Umweltinstitut München, i.R., Nürnberg: Einfluss der Form der Dosis-Wirkungs-beziehung auf das Leukämierisiko.

84

Dr. **Hagen Scherb**, Institut für Biomathematik und Biometrie, Helmholtz-Zentrum München: Strahleninduzierte genetische Effekte und ökologische Dosis-Wirkungs-Analysen – Radiation induced genetic effects and ecological dose-response analyses

95

Die Teilnahme an der Veranstaltung ist kostenlos möglich. Tagungsunterlagen sowie Speisen und Getränke gegen Kostenbeteiligung. Um Spenden (gegen Spendenbescheinigung) zur Deckung der Veranstaltungskosten wird gebeten. Überweisungen bitte auf das GSS-Kongresskonto bei der Berliner Volksbank eG
Nr. 527 236 2019, BLZ 100 900 00
BIC: BEVODEBB
IBAN: DE31 1009 0000 5272 3620 19
Bitte Absender auf der Überweisung nicht vergessen.

Abstracts

Übersicht Vorträge / Index Lectures

Fairlie, Ian, Consultant on Radiation in the Environment, London, UK: A possible mechanism for the KiKK findings of increased childhood cancers near NPPs in Germany – Ein möglicher Mechanismus zur Erklärung der in der KiKK-Studie gefundenen Zunahme von Kinderkrebs in der Nähe deutscher Kernkraftwerke.

28

Greiser, Eberhard, Epi. Consult GmbH und Institut für Public Health und Pflegeforschung Universität Bremen, Bremen: Einfluß von Design, Durchführung und Interpretation epidemiologischer Studien auf die Risikokommunikation am Beispiel des Krebsrisikos durch Kernkraftwerke.

16

Grosche, Bernd, Head Section Radiation Risk, Federal Office for Radiation Protection Germany, Bundesamt für Strahlenschutz, 85762 Oberschleißheim: Häufigkeit von Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken: Die KiKK-Studie.

5

Hoffmann, Wolfgang, Institut für Community Medicine, E.-M.-Arndt-Universität Greifswald: Gesundheitsrisiko durch niedrige Strahlendosen: Aktuelle Ergebnisse aus der Epidemiologie.

13

Körblein, Alfred, Umweltinstitut München, i.R., Nürnberg: Einfluss der Form der Dosis-Wirkungsbeziehung auf das Leukämierisiko.

84

Pflugbeil, Sebastian, Gesellschaft für Strahlenschutz: Elbmarschleukämien: Dosisbestimmung aus Umweltkontaminationen bei Geesthacht.

50

Scherb, Hagen, Institut für Biomathematik und Biometrie, Helmholtz-Zentrum München: Strahleninduzierte genetische Effekte und ökologische Dosis-Wirkungs-Analysen – Radiation induced genetic effects and ecological dose-response analyses.

95

Schröder, Heike, Messstelle für Arbeits- und Umweltschutz e.V., Bremen: Biological dosimetry – method of choice to evaluate ionizing radiation

80

Schmitz-Feuerhake, Inge, Mitglied der vormaligen schleswig-holsteinischen und nieders. Kommissionen zur Aufklärung der Elbmarschleukämien, Köln: Dosisbestimmung für die Bevölkerung bei Atomkraftwerken: Modellrechnung und Realität am Beispiel Krümmel – Estimating Population Exposure by Nuclear Power Plants: Theoretical Simulation versus Reality Studied at the Krümmel Site

34

Sperling, Karl, Institut für Humangenetik, Charité, Berlin: Eine mütterliche Strahlenexposition erhöht das Risiko für Kinder mit Trisomie 21 – Low dose irradiation of women increases the risk for children with trisomy 21.

81

Wing, Steve, Department of Epidemiology, School of Public Health, University of NC, Chapel Hill, USA: Cancer around nuclear power plants: Collision of evidence and assumptions, déjà vu – Krebs in der Umgebung von Atomkraftwerken: Kollision von Befunden und Annahmen, ein déjà vu.

26

Häufigkeit von Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken: Die KiKK-Studie

Bernd Grosche, Th. Jung, W. Weiss

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit, 85762 Oberschleißheim

Hintergrund

Seit Beginn der Nutzung der Kernenergie gibt es Diskussionen um deren negative Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung, die in der Umgebung solcher Anlagen lebt. So gab es in den USA Ende der 1960er Jahre eine Diskussion um möglicherweise erhöhte Raten der Säuglingssterblichkeit (Sagan, 1969). Im Jahre 1984 wurde dann über eine erhöhte Zahl an Leukämiefällen bei Kindern, Jugendlichen und jungen Erwachsenen aus der Umgebung der britischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield berichtet (Black, 1984). Es schlossen sich Studien an, die alle größeren kerntechnischen Anlagen in England und Wales umfassten. Es wurde über ein statistisch signifikant gehäuftes Auftreten von Leukämien bei Kindern und Jugendlichen im 10-Meilen-Umkreis um kerntechnische Anlagen berichtet (Cook-Mozaffari, 1987; Cook-Mozaffari et al., 1989). 1992 wurde eine mit den britischen Arbeiten methodisch vergleichbare Studie in Deutschland durch das Deutschen Kinderkrebsregister (DKKR) für den Zeitraum 1980 bis 1990 durchgeführt. Diese zeigte für Kinder unter 5 Jahren in der 5km-Zone eine statistisch signifikant erhöhte Erkrankungsrate für Leukämien (Michaelis et al., 1992). Da diese Ergebnisse sehr kontrovers diskutiert wurden und zeitgleich eine statistisch signifikante Häufung von Leukämien in der Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel auftrat (s. etwa Hoffmann et al., 1997), wurde 1997 eine zweite Studie veröffentlicht, die Daten aus dem an die erste Studie anschließenden Zeitraum von 1991 bis 1995 sowie unter Einschluss der Daten aus der ersten Studie den Zeitraum von 1980 bis 1995 betrachtete. Der Befund der ersten Studie für unter 5-jährige Kinder zeigte sich erneut, allerdings war er nicht mehr statistisch signifikant (Kaatsch et al., 1998).

Auch nach der Veröffentlichung der Ergebnisse dieser zweiten Studie ist die Diskussion über einen möglichen Zusammenhang zwischen Auftreten von Krebserkrankungen bei Kindern und dem Wohnen in der Nähe von kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb nicht abgebrochen (Körblein & Hoffmann, 1999). In diesem Zusammenhang wurden auf der Basis eines Berichts des

Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS), der auf Informationen aus dem DKKR basierte (Jahraus & Grosche, 2002), vom Umweltinstitut München Auswertungen durchgeführt, in denen Häufungen von Krebserkrankungen bei Kindern in der Umgebung der bayerischen Kernkraftwerke errechnet wurden (Körblein, 2001). Über die Ergebnisse dieser Analysen gab es eine Auseinandersetzung in der Öffentlichkeit und in den Medien zur Frage, ob es sich dabei um zufällige Ergebnisse handelt oder ob hier ein ursächlicher Zusammenhang sichtbar wurde.

Die bis zu diesem Zeitpunkt durchgeführten Studien waren sog. ökologische Studien, in denen die Erkrankungshäufigkeit in bestimmten Regionen mit der in anderen Regionen verglichen wird, etwa die im 5-km-Umkreis um einen Reaktor mit der Häufigkeit in einer Vergleichsregion ohne Reaktor. Studien dieser Art können keine Aussagen machen zu Faktoren, die den Ergebnissen ursächlich zugrunde liegen. Mehr noch, sie unterliegen alle der Gefahr eines sog. ökologischen Trugschlusses. Die verglichenen Regionen wurden auf der Grundlage gemittelter Daten aufgrund vieler vergleichbarer Eigenschaften außer dem Vorhandensein eines Kernreaktors ausgewählt. Ob diese Eigenschaften aber auch für jede erkrankte Person in den Regionen individuell zutreffen, ist nicht bekannt. Damit können wesentliche, ein Krankheitsrisiko bestimmende Faktoren durch die ausschließliche Betrachtung gemittelter Daten überdeckt werden und damit aus dieser Art Studien möglicherweise falsche Schlüsse gezogen werden. Vergleiche von Erkrankungsraten unterschiedlicher Regionen können daher zwar erste Hinweise auf Zusammenhänge liefern. Diese müssen aber in methodisch anspruchsvolleren Studien überprüft werden.

Auf Grund der anhaltenden Diskussion und unter Berücksichtigung der Probleme bei der Interpretation der Ergebnisse ökologischer Studien beschloss das BfS, eine methodisch anspruchsvollere Studie – eine Fall-Kontroll-Studie in Auftrag zu geben, um zu belastbareren Erkenntnissen zu kommen. Zu untersuchende Fragestellungen und die Art der Studie wurden von einem interdisziplinär zusammengesetzten 12köpfigen Experten-

gremium erarbeitet. Mit der Durchführung wurde das Deutsche Kinderkrebsregister beauftragt. Die Studie begann 2003. Sie erhielt den Namen KiKK-Studie (Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken).

Fragestellung der KiKK-Studie

Die Studie hatte drei Fragestellungen:

- Ist das Risiko für Krebserkrankungen bei Kindern unter 5 Jahren in der Umgebung von Kernkraftwerken erhöht?
- Nimmt das Risiko mit der Nähe zum Standort von Kernkraftwerken zu (sog. negativer Abstandstrend)?
- Gibt es gegebenenfalls Einflussfaktoren, die das gefundene Ergebnis erklären können?

Zur Beantwortung der Fragen untergliederte sich die Studie in zwei Teile:

- Teil 1: Durchführung einer Fall-Kontroll-Studie ohne Befragung.
- Teil 2: für eine Untergruppe von Teil 1 Durchführung einer Fall-Kontroll-Studie mit Befragung, um mögliche Störfaktoren (Confounder) berücksichtigen zu können, die das in Teil 1 gefundene Ergebnis erklären können.

Die Fragestellung der Studie war so formuliert, dass nur Aussagen zu einem Zusammenhang zwischen dem Wohnen in der Nähe eines Reaktorstandortes und dem Erkrankungsrisiko gemacht werden können. Die Festlegung, den Abstand des Wohnortes vom nächstgelegenen Reaktorstandort und nicht die individuelle Strahlenexposition der Kinder als Maß zu betrachten, hat folgenden Hintergrund: Bei der Formulierung des Studiendesigns waren sich das BfS als Auftraggeber, das DKKR und das Expertengremium einig, dass für die über 6.000 Kinder an den entsprechenden Wohnorten weder Messergebnisse vorliegen noch eine Abschätzung ihrer jeweiligen Strahlenbelastung durch Modellrechnungen sinnvoll und praktisch kaum möglich ist. Strahlenbelastungen an Wohnorten durch Kernkraftwerke im Normalbetrieb können wegen ihrer geringen Höhe grundsätzlich nur mit Hilfe von Modellen abgeschätzt, aber nicht direkt gemessen werden. In diese Modelle gehen zahlreiche Annahmen zu Aufenthaltszeiten, Ernährungsverhalten usw. ein, die zum großen Teil mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Dies gilt insbesondere für retrospektive Expositionsabschätzungen, die im Falle der KiKK-Studie bis zurück ins Jahr 1980, dem Be-

ginn des Studienzeitraums, hätten erfolgen müssen. Als Ersatz für die somit praktisch kaum durchführbare individuelle Expositionsabschätzung für alle in die KiKK-Studie einbezogenen Fall- und Kontrollkinder wurde daher der Abstand zwischen der Wohnung des jeweiligen Kindes und dem nächstgelegenen Kernkraftwerksstandort zum Zeitpunkt der Erkrankung (Diagnosestellung) festgelegt.

Durchführung

Die Studienregion umfasst 41 Landkreise in der Umgebung der 16 Standorte der deutschen Kernkraftwerke mit insgesamt 22 Reaktorblöcken. Betrachtet wurde jeweils der Landkreis, in dem sich der Reaktor befindet, der zum Reaktor nächstgelegene Nachbarlandkreis und, wegen der in Deutschland allgemein vorherrschenden Westwinde, der nächste östlich gelegene Landkreis. Die KiKK-Studie erfasst den Zeitraum von 1980-2003, unterteilt in zwei Studienzeiträume: die ersten 11 Jahre des Betriebs eines Leistungsreaktors und die restlichen Jahre. Dies wurde damit begründet, dass den beiden vorangegangenen Studien zufolge das gefundene Risiko im ersten Zeitraum höher war als im zweiten. Entsprechend wurde in der KiKK-Studie auch gefragt, ob sich ein gegebenenfalls zu findender Abstandstrend zwischen dem früheren und dem späteren Zeitraum unterscheidet.

Bei den vorangegangenen beiden ökologischen Studien wurden die Erkrankungshäufigkeiten in unterschiedlichen Regionen miteinander verglichen, nämlich im Umkreis bis 5-, 10- und bis 15-km-Abstand von einem Kernkraftwerksstandort mit der Häufigkeit von Erkrankungen in ausgewählten Vergleichsregionen in Deutschland. In der KiKK Studie konnten hingegen individuelle Wohnorte berücksichtigt werden, und zwar sowohl die der erkrankten Kinder als auch für die Kontrollen. Von einer Erfassung der Wohnhistorien der Fälle und Kontrollen und wurde bei der Festlegung des Studiendesigns Abstand genommen, da der damit verbundene zusätzliche Aufwand als sehr hoch eingeschätzt wurde.

Ergebnisse

In der Studie wurden alle 1.592 dem Deutschen Kinderkrebsregister gemeldeten Kinder mit diagnostizierten Krebserkrankungen betrachtet, die zum Diagnosezeitpunkt in den festgelegten Studienregionen um die 16 deutschen Kernkraftwerksstandorte wohnten und unter 5 Jahre alt waren.

Für jeden Fall wurden nach dem Zufallsprinzip 3 Kontrollen ausgewählt, die das gleiche Alter und Geschlecht wie der jeweilige Fall hatten sowie in der gleichen Umgebungsregion wohnten. Auf diese Weise konnten 4.735 Kontrollen ermittelt werden. Die Wohnortnähe zum jeweiligen Kernkraftwerk konnte für alle 6.327 Kinder auf durchschnittlich 25 Meter genau bestimmt werden (Kaatsch et al., 2007). Sodann konnte geprüft werden, ob die an Krebs erkrankten Kinder durchschnittlich näher am Kernkraftwerksstandort der Region wohnten als ihre jeweiligen Kontrollen.

Sowohl für alle Krebsneuerkrankungen (Spix et al., 2008) als auch für Leukämien (Kaatsch et al., 2008) ergibt sich mit Hilfe der im Studiendesign festgelegten Regressionsanalyse ein sog. negati-

ver Abstandstrend für die Größe (1/Abstand), d.h. das Risiko einer Neuerkrankung steigt mit zunehmender Nähe zum Reaktorstandort an. Der Befund für alle Tumoren ist dabei wesentlich auf den Befund für Leukämien zurückzuführen. Für ZNS-Tumoren und für embryonale Tumoren wurde kein Zusammenhang bzgl. zunehmender Nähe des Wohnortes und zunehmendem Erkrankungsrisiko festgestellt. Eine Auswertung nach Umkreisen zeigte, dass Leukämieerkrankungen im Nahbereich sowohl innerhalb des 5-km-Umkreises als auch innerhalb des 10-km-Umkreises um Kernkraftwerksstandorte signifikant häufiger auftreten als in den jeweiligen Bereichen außerhalb (s. Tabelle 2).

Tabelle 1: Geschätzte Regressionskoeffizienten für alle bösartigen Neubildungen und für diagnostische Untergruppen, 1980-2003 (nach Spix et al., 2008).

Diagnosegruppe	Regressionskoeffizient	Untergrenze 95%-KI*	Fälle	Kontrollen
Alle bösartigen Neubildungen	1,18	0,46	1.592	4.735
Leukämien	1,75	0,65	593	1.766
ZNS-Tumoren	-1,02	-3,40	242	720
Embryonale Tumoren	0,52	-0,84	486	1.447
Alle bös. Neubildungen ohne Leukämien	0,76	-0,20	999	2.969

* KI: Konfidenzintervall, einseitiger Test

Tabelle 2: Odds Ratios für alle Leukämien in verschiedenen Abstandsbereichen von Kernkraftwerken (nach Kaatsch et al., 2008)

Verglichene Abstandskategorie		Odds Ratio	Untergrenze 95%-KI
< 5km	>= 5km	2,19	1,51
<10 km	>= 10km	1,33	1,06

Vergleicht man für alle Leukämien die über die stetige Regressionsanalyse gefundenen relativen Risiken in Abstandskategorien mit denen einer kategoriellen Analyse, so zeigt sich, dass die Ergebnisse gut überein stimmen, wobei allerdings

im 5-km-Umkreis eine etwas größere Abweichung gefunden wird. Die stetige Regression führt hier zu einem geringeren relativen Risiko als die kategorielle Betrachtung (Abb. 1).

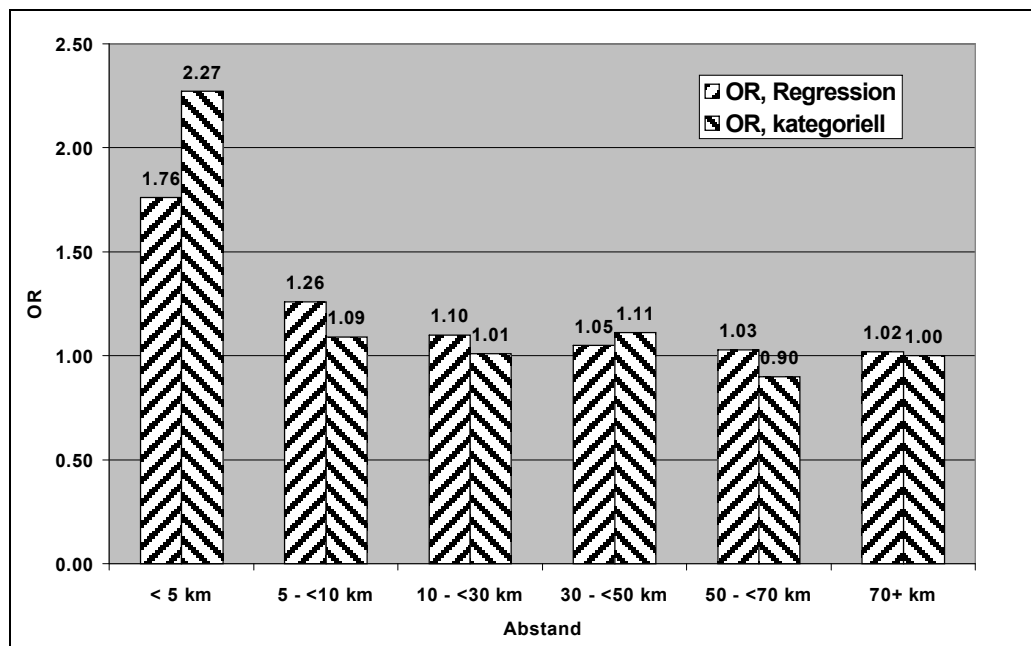


Abb. 1: Relative Risiken für Leukämienenerkrankungen in Abstandskategorien aus der stetigen Regressionsanalyse und aus kategorieller Betrachtungsweise (nach Kaatsch et al., 2008)

Sensitivitätsanalysen

Zur Überprüfung der Ergebnisse hinsichtlich aller Diagnosen wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, in denen jeweils ein Reaktorstandort aus der Bewertung ausgeschlossen wurde. Auch in diesen Fällen wurde für die verbleibenden 15 Standorte das gleiche Ergebnis eines allgemeinen Abstandstrends erzielt (Kaatsch et al., 2008). Das bedeutet, dass die Ergebnisse nicht allein durch einen einzelnen Reaktorstandort bedingt sind, sondern für alle 16 Kernkraftwerksstandorte gemeinsam gelten.

Da die Bereitschaft der Gemeinden, aus dem Nahbereich der Reaktoren Adressdaten für mögliche Kontrollkinder zu liefern, geringer war als in weiter entfernten Regionen, wurden bei einer weiteren Überprüfung auch alle Fälle aus den Gemeinden aus der Analyse ausgeschlossen, die

keine bzw. nicht alle Kontrollen geliefert hatten. Auch in diesem Fall bestätigte sich das Ergebnis, dass mit der Nähe zum Reaktorstandort das Erkrankungsrisiko zunimmt (Kaatsch et al., 2008; Spix et al., 2008). Die mögliche Verzerrung durch dieses Problem ist somit gering.

Im Vergleich der beiden Studienzeiträume und auf der Basis der Daten für alle bösartigen Neubildungen zeigte sich, dass für die erste Teilperiode ein deutlich ausgeprägter Abstandstrend zu beobachten war als für die zweite. Der Unterschied zwischen den Teilperioden war allerdings statistisch nicht signifikant (Spix et al., 2008).

Für das Leukämierisiko im 5-km-Umkreis bei den unter 5jährigen kamen die ökologischen Studien zu vergleichbaren Ergebnissen wie die Fall-Kontroll-Studie (s. Tabelle 3).

Tabelle 3: Leukämierisiko im 5-km-Umkreis von Kernkraftwerken, 0-4jährige (nach Kaatsch et al., 2008)

Studienzeitraum	Relatives Risiko (ökologische Studie) und zweiseitiges 95% Konfidenzintervall	Odds Ratio (Fall-Kontroll-Studie) und einseitige untere 95%-Konfidenzgrenze
1980-1990	3.01 [1.25;10.3]	3.00 (1.54)
1991-1995	1.39 [0.69;2.57]	2.10 (1.04)
1996-2003		1.78 (0.99)

Bewertung

Die Studie stellt einen entscheidenden Fortschritt bei der Bearbeitung der seit etwa 30 Jahren diskutierten Frage nach gesundheitlichen Effekten in

der Umgebung von Reaktoren dar, da hier ein epidemiologisch anspruchsvollerer Ansatz als bisher zur Anwendung kam. Durch den Fall-

Kontroll-Ansatz konnten individuelle Wohnorte berücksichtigt werden.

Das Ergebnis passt zu den Resultaten der in der Vergangenheit durchgeführten ökologischen Studien des DKKR. Die in diesen Vorläuferstudien ermittelte Risikoerhöhung für Leukämien ist mit der der KiKK-Studie vergleichbar. Sie wird auch im Zeitraum nach Abschluss dieser beiden Studien (1996-2003) beobachtet, wenngleich weniger deutlich (Kaatsch et al., 2008). Das heißt, dass die früher durchgeführten ökologischen Studien hinsichtlich des Leukämierisikos in der Tendenz richtig lagen. Für andere Tumoren, namentlich ZNS-Tumoren, ließen frühere ökologische Studien Zusammenhänge vermuten, die die nun vorliegende Fall-Kontroll-Studie nicht bestätigte.

Unerwartet ist das auffällige Ergebnis der Regressionsanalyse, die eine kontinuierliche Zunahme des Risikos bei zunehmender Nähe des Wohnortes zum Reaktorstandort zeigt, sowohl für Krebserkrankungen insgesamt als auch für Leukämien.

Betrachtet man die attributiven Risiken, so wurde vom DKKR folgendes Ergebnis berichtet:

- Aus dem 5-km-Umkreis der 16 Standorte von Leistungsreaktoren wurden 77 Fälle bösartiger Neuerkrankungen in die Studie eingeschlossen. Davon lassen sich auf der Basis der gefundenen Odds Ratio 29 Fälle dem Faktor "Wohnen in der 5-km-Zone" zuschreiben. Das entspricht 1,2 zusätzlichen Fällen pro Jahr.
- Bei den Leukämie-Neuerkrankungen wurden 37 Fälle aus dem 5-km-Umkreis in die Studie eingeschlossen, von denen 20 dem Faktor "Wohnen in der 5-km-Zone" zugeschrieben werden können. Das entspricht 0,8 zusätzlichen Fällen pro Jahr.

Das studienbegleitende Expertengremium wies in einer Stellungnahme vom 10.12.2007 darauf hin, dass entsprechend dem Hauptergebnis der Studie, die einen Risikoanstieg mit zunehmender Nähe zum Reaktorstandort für die gesamte Studienregion zeigt, der Effekt allerdings nicht auf den 5-km-Umkreis beschränkt ist.

Um die genannten Zahlen einordnen zu können, ist es wichtig zu wissen, dass im gesamten Bundesgebiet zwischen 1980 und 2003 in der Altersgruppe der 0-4-jährigen 13.373 neue Krebserkrankungen (jährlich etwa 560 Fälle) aufgetreten sind, davon 5.893 Leukämieerkrankungen (jährlich etwa 250 Fälle).

Die Unterschiede der Ergebnisse für die beiden betrachteten Zeiträume - 1. Hälfte und 2. Hälfte des Betriebs eines Leistungsreaktors - spiegelt in etwa das Ergebnis wieder, das aus den vorherigen ökologischen Studien bekannt ist: Der Effekt in der zweiten Periode ist schwächer als in Periode 1.

Eine 2007 erschienene Meta-Analyse ökologischer Studien kommt ebenfalls zu dem Schluss, dass eine erhöhte Häufigkeit kindlicher Leukämien bei kerntechnischen Einrichtungen zu beobachten sei, dass es aber keine nachvollziehbare Erklärung in Richtung eines ursächlichen Zusammenhangs gibt (Baker & Hoel, 2007). Zudem kommt eine Übersichtsarbeit aus dem Jahr 2006 zu dem Schluss, dass bei Kindern und Jugendlichen eine schwache Erhöhung zu beobachten ist, die sich am deutlichsten bei der jeweils untersuchten jüngsten Altersklasse in der nächsten Umgebung der Reaktoren zeigt (Grosche, 2006). Dies steht im Gegensatz zu einer jüngst erschienenen kritischen Bewertung der KiKK-Studie, die zu dem Schluss kommt, dass sich auf der Basis der KiKK-Studie nicht sagen lässt, dass es grundsätzlich in der Umgebung von Kernkraftwerken zu einem, wenn auch zahlenmäßig geringen, vermehrten Auftreten von Leukämien bei 0-4-jährigen kommt (Brauns & Hippler, 2008). Diese Bewertung weist allerdings mehrere Schwachpunkte auf. Insbesondere ist uns wichtig festzustellen, dass es sich bei der Analyse der KiKK-Studie nicht um ein exploratives Vorgehen gehandelt hat. Darüber hinaus steht der Aussage der Autoren, dass es nur in der Umgebung des Kernkraftwerks Krümmel eine erhöhte Leukämierate zu beobachten gibt, das Ergebnis der Sensitivitätsanalysen der KiKK-Studie entgegen. Ferner war auch nicht die Frage, ob es neben dem Krümmel-Cluster weitere Cluster gibt, sondern ob sich ein allgemeiner Befund zeigt, der nicht notgedrungen zur Clusterbildung in der Umgebung einzelner Standorte führen muss. Im Weiteren sei darauf hingewiesen, dass kindliche Leukämien in Deutschland nach den Daten des Deutschen Kinderkrebsregisters in der Regel nicht in Clustern auftreten (Westermeier & Michaelis, 1995).

Hinsichtlich eines möglichen Einflusses der radioaktiven Abgaben der Reaktoren lässt sich feststellen, dass nach derzeitigem Kenntnisstand die zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung durch den Normalbetrieb der Leistungsreaktoren allein zu gering ist, um die beobachtete Abstandsabhängigkeit des Risikos plausibel erklären zu können. Dazu müsste die Strahlenexposition min-

destens 1000-mal höher sein. Diese Aussage beruht auf Abschätzungen der Strahlenexposition durch die Abgaben der Leistungsreaktoren in deren Nähe durch Anwendung der AVV¹. Zwar wurde für die KiKK-Studie auf die Verwendung der AVV zur Expositionsabschätzung wegen Erfahrungen aus der Norddeutschen Leukämie- und Lymphomstudie (Hoffmann et al., 2008) verzichtet, allerdings kann davon ausgegangen werden, dass die AVV die Strahlenexposition nicht um den Faktor 1000 oder mehr unterschätzt. Es gibt derzeit keine plausible Erklärung für den festgestellten Effekt, der über die 24 Jahre Untersuchungszeitraum ein insgesamt konsistentes Bild mit kleinen Schwankungen zeigt. Aufgrund der deutlichen Abhängigkeit des Risikos von der Entfernung zu den Standorten der Kernreaktoren gibt es Hinweise auf mögliche Zusammenhänge, aber keine Beweise.

Bei der Interpretation früherer Studien wurden häufig Vermutungen geäußert, dass die erhöhten Krebserkrankungsraten auf andere Krebsrisikofaktoren zurückzuführen sind, die nicht mit Kernkraftwerken in Zusammenhang stehen. Derlei Vermutungen lassen sich aufgrund der bestehenden Datenlage weder bestätigen noch widerlegen. Diese unbefriedigende Situation sollte durch das Design der KiKK-Studie vermieden werden. In Teil 2 der Studie wurde eine Reihe von sog. Störgrößen (Confounder) untersucht, um zu prüfen, ob diese erklären können, weshalb bei Kindern unter 5 Jahren Krebserkrankungen häufiger auftreten, je näher diese an den betrachteten Anlagenstandorten wohnen. Dabei handelte es sich um Faktoren, deren krebserregende Wirkung (wie bei radioaktiver Strahlung) nach heutigem Wissen erwiesen ist, oder für die eine krebserregende Wirkung vermutet wird. Geprüft wurden u.a. folgende mögliche Einflussfaktoren: Soziale Schicht, Wohnen in der Stadt bzw. auf dem Land, zusätzliche Strahlenexpositionen etwa durch Beschäftigung eines Elternteils in kerntechnischen Anlagen oder etwa durch medizinische Diagnostik des Kindes, andere Risikofaktoren wie Fungizide, Herbizide, Pestizide, Haarfärbemittel, Kopflausbehandlung, Faktoren wie Hormonbehandlung der Mutter, Infektionen der Mutter, Einnahme von Antiallergika der Mutter, besondere Geburtsumstände, Folsäurebehandlung sowie die immunologische Situation des Kindes (Kontakt mit Tieren, Allergien, Geschwister, Stillen, Impfung, soziale Kontakte).

¹ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 Strahlenschutzverordnung

Es hat sich aber gezeigt, dass die Bereitschaft zur Teilnahme am Teil 2 der Studie bei den Krankheitsfällen und den Kontrollen stark von der Entfernung des Wohnorts zum Reaktor abhängig war. Es liegt also für die Beteiligung an Teil 2 der Studie (Fall-Kontroll-Studie mit Befragung) eine Selbstauswahl vor, die es nicht erlaubt, die Erkenntnisse aus diesem Teil der Untersuchung direkt auf den Teil 1 (ohne Befragung) zu übertragen. Aus diesem Grund und wegen der unterschiedlichen Bezugszeiträume der Studienteile 1 (1980 - 2003) und 2 (1993 - 2003) kann diese Auswertung nur Hinweise geben, aber bestimmte Einflussfaktoren nicht absolut ausschließen. Zusammengefasst kann man feststellen, dass die Studie keinen Hinweis gibt, dass einer der in der wissenschaftlichen Literatur diskutierten anderen Risikofaktoren für kindliche Krebserkrankungen, insbesondere Leukämien, das Studienergebnis wesentlich beeinflusst hat.

Im Mai 2008 führte das BfS zusammen mit ICNIRP und der WHO einen Workshop zu Ursachen von Leukämieerkrankungen im Kindesalter durch. Dieser Workshop hat einmal mehr deutlich gemacht, dass es sich bei der Entstehung von Leukämien um ein multifaktorielles Geschehen handelt, das in seiner Komplexität noch nicht verstanden wird. Es gilt für zukünftige Forschung, die Erkrankung vom Geschehen, d.h. von den Pathomechanismen her aufzuklären, nicht nur von möglichen Quellen. Dazu bedarf es eines umfassenden, koordinierten Forschungsprogramms, das alle Aspekte der Krankheitsentstehung einschließt. Für die Epidemiologie heißt dies, dass sie Designs entwickeln muss, die in der Lage sind, die Ursachen auch kleiner Risiken – denn um die handelt es sich hier – aufzudecken. Hier kann man auf Ergebnisse genetisch-epidemiologischer Studien hoffen. So sagte Chokkalingam auf dem bereits angesprochenen Workshop in Berlin, dass bei etwa 90% aller Leukämien im Kindesalter genetische Suszeptibilität eine Rolle spielen dürfte (Chokkalingam, 2008). Wakeford schätzt, dass etwa 20% der Leukämiefälle auf natürliche Strahlenexposition zurückzuführen sind (Wakeford, 2004). Für Radon in Wohnungen allein wird der Anteil auf etwa 7% (Evrard et al., 2006) bis 9% (Raaschou-Nielsen et al., 2008) geschätzt.

Das Bundesamt für Strahlenschutz stellt fest, dass es derzeit keine befriedigenden Antworten auf die Fragen gibt, die sich aus den Befunden der KiKK-Studie ergeben. Auf der Basis dieser Ergebnisse, d.h. eines geringen, aber nachweisbaren Risikoanstiegs, niedriger, nicht messbarer sondern nur ab-

schätzbarer Strahlenbelastungen und fehlenden plausiblen Erklärungen kann den Eltern nicht empfohlen werden, aus der Umgebungsregion wegzuziehen. Wegen der fehlenden nachvollziehbaren Erklärungen und der nicht nachgewiesenen Verursachung durch einen auslösenden Faktor fehlt derzeit auch eine wissenschaftliche Grundlage, die Grenzwerte zu senken.

Neue Analysen nach der KiKK-Studie

Sowohl in Frankreich als auch in Großbritannien wurden bereits vorhandene Daten neu ausgewertet, um zu überprüfen, ob sich der bei der KiKK-Studie gefundene Abstandstrend für Leukämien bei unter 5jährigen Kindern auch in diesen Ländern zeigt. Das ist nicht der Fall (Laurier et al., 2008; Bithell et al., (in press)). Allerdings basieren diese Analysen jeweils auf Daten aus ökologischen Studien.

Auf Grund der Tatsache, dass für die KiKK-Studie die relativen Risiken nahe bei den relativen Risiken liegen, die in den vorangegangenen ökologischen Studien gefunden wurden, ist die Annahme berechtigt, dass die ökologischen Studien

insgesamt keine verzerrten Ergebnisse liefern. Für die Leukämieerkrankungen in der Altersgruppe der 0-14jährigen zeigten die Ergebnisse aus Großbritannien (COMARE, 2005), Frankreich (White-Koning et al., 2004) und Deutschland (Kaatsch et al., 1998) keine erhöhten Erkrankungs-raten, in Frankreich lagen diese unter dem Erwartungswert. Gleichzeitig deuten die ökologischen Studien darauf hin, dass das Erkrankungsrisiko im 5-km-Umkreis bei den unter 5jährigen erhöht ist (Laurier et al., 2002; Grosche, 2006). Wenn das relative Risiko bei den unter 5jährigen im 5-km-Umkreis erhöht ist bei unverändertem Risiko für 0-14jährige, so könnte dies bedeuten, dass es für die älteren Kinder niedriger ist, dass es also eine Verschiebung des relativen Risikos hin zu der jüngsten Altersklasse gibt. Tatsächlich ergibt eine Sichtung der vorhandenen Daten, dass relativ gesehen die Risiken bei den unter 5jährigen im 5-km-Umkreis höher sind als bei den 5-14jährigen. Dies ist aus Tabelle 4 ersichtlich. Eine Erklärung für diesen Befund ist derzeit nicht möglich, der Befund selbst könnte aber als Anstoß dienen für weitere Untersuchungen.

Tabelle 4: Relative Risiken im 5-km-Umkreis um Reaktoren

Land	Zitat	Altersgruppe			
		0-14	0-4	5-9	10-14
Deutschland	Kaletsch et al., 1997	1.31	2.87	1.15	0.52
Frankreich	White-Koning et al., 2004	0.92	0.97	0.83	0.60
UK	Bithell et al., (in press)	1.00	1.23	< 1.00	

Literatur

Baker, P.J. & Hoel, D.G. (2007). Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities. *Eur J Cancer Care (Engl)*, 16, 355-63.

Bithell, J.F., Keegan, T.J., Kroll, M.E., Murphy, M.F.G. & Vincent, T.J. ((in press)). Childhood leukaemia near British nuclear installations: Methodological issues and recent results. *Radiat Prot Dosimetry*.

Black, D. (1984). Investigation of the possible increased incidence of cancer in West Cumbria. Report of the Independent Advisory Group. HMSO: London.

Brauns, J. & Hippler, S. (2008). Kritische Bewertung der Kinderkrebsstudie in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK): Kein mit abnehmendem Abstand zunehmendes zusätzliches Risiko. *Strahlenschutz-Praxis*, 14, 40-46.

Chokkalingam, A. (2008). Genetic Susceptibility to Childhood Leukemia. In ICNIRP/WHO/ BfS Interna-

tional Workshop on Risk Factors for Childhood Leukemia: Berlin.

COMARE. (2005). Tenth Report: The incidence of childhood cancer around nuclear installation in Great Britain pp. 46. HPA.

Cook-Mozaffari, P. (1987). Cancer near nuclear installations. *Lancet*, 1, 855-6.

Cook-Mozaffari, P.J., Darby, S.C., Doll, R., Forman, D., Hermon, C., Pike, M.C. & Vincent, T. (1989). Geographical variation in mortality from leukaemia and other cancers in England and Wales in relation to proximity to nuclear installations, 1969-78. *Br J Cancer*, 59, 476-85.

Evrard, A.S., Hemon, D., Billon, S., Laurier, D., Jouglu, E., Tirmarche, M. & Clavel, J. (2006). Childhood leukemia incidence and exposure to indoor radon, terrestrial and cosmic gamma radiation. *Health Phys*, 90, 569-79.

28. September 2008, 10.00 – 11.30 Uhr Sitzung 1 – Bernd Grosche

- Grosche, B. (2006). Leukämiehäufigkeit in der Umgebung kerntechnischer Anlagen - eine Übersicht. *Umweltmed Forsch Prax*, 11, 7-19.
- Hoffmann, W., Dieckmann, H. & Schmitz-Feuerhake, I. (1997). A cluster of childhood leukemia near a nuclear reactor in northern Germany. *Arch Environ Health*, 52, 275-80.
- Hoffmann, W., Terschueren, C., Heimpel, H., Feller, A., Butte, W., Hostrup, O., Richardson, D. & Greiser, E. (2008). Population-based research on occupational and environmental factors for leukemia and non-Hodgkin's lymphoma: the Northern Germany Leukemia and Lymphoma Study (NLL). *Am J Ind Med*, 51, 246-57.
- Jahraus, H. & Grosche, B. (2002). Inzidenz kindlicher bösartiger Neubildungen (1983-1998) und Mortalität aufgrund bösartiger Neubildungen in der Gesamtbevölkerung (1979-1997) in Bayern. 2. Fortschreibung des Berichts "Inzidenz und Mortalität bösartiger Neubildungen in Bayern" von 1993. Bundesamt für Strahlenschutz: Neuherberg.
- Kaatsch, P., Kaletsch, U., Meinert, R. & Michaelis, J. (1998). An extended study on childhood malignancies in the vicinity of German nuclear power plants. *Cancer Causes Control*, 9, 529-33.
- Kaatsch, P., Spix, C., Schmiedel, S., Schulze-Rath, R., Mergenthaler, A. & Blettner, M. (2007). Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie). In *Umweltforschungsplan des Bundesumweltministeriums (UFOPLAN) Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, Strahlenschutz*, B.f. (ed). Bundesamt für Strahlenschutz: Salzgitter.
- Kaatsch, P., Spix, C., Schulze-Rath, R., Schmiedel, S. & Blettner, M. (2008). Leukaemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants. *Int J Cancer*, 122, 721-6.
- Kaletsch, U., Meinert, R., Miesner, A., Hoisl, M., Kaatsch, P. & Michaelis, J. (1997). Epidemiologische Studien zum Auftreten von Leukämieerkrankungen bei Kindern in Deutschland. BMU: Bonn.
- Körblein, A. (2001). Krebsrate bei Kindern im Umkreis bayerischer Kernkraftwerke pp. 4. Umweltinstitut München: München.
- Körblein, A. & Hoffmann, W. (1999). Childhood Cancer in the Vicinity of German Nuclear Power Plants. *Medicine and Global Survival*, 6, 18-23.
- Laurier, D., Grosche, B. & Hall, P. (2002). Risk of childhood leukaemia in the vicinity of nuclear installations-- findings and recent controversies. *Acta Oncol*, 41, 14-24.
- Laurier, D., Hemon, D. & Clavel, J. (2008). Childhood leukaemia incidence below the age of 5 years near French nuclear power plants. *J Radiol Prot*, 28, 401-3.
- Michaelis, J., Keller, B., Haaf, G. & Kaatsch, P. (1992). Incidence of childhood malignancies in the vicinity of west German nuclear power plants. *Cancer Causes Control*, 3, 255-63.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, C.E., Andersen, H.P., Gravesen, P., Lind, M., Schuz, J. & Ulbak, K. (2008). Domestic radon and childhood cancer in Denmark. *Epidemiology*, 19, 536-43.
- Sagan, L.A. (1969). The infant mortality controversy. *Bulletin of the Atomic Scientists*, 25, 26-28.
- Spix, C., Schmiedel, S., Kaatsch, P., Schulze-Rath, R. & Blettner, M. (2008). Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980-2003. *Eur J Cancer*, 44, 275-84.
- Wakeford, R. (2004). The cancer epidemiology of radiation. *Oncogene*, 23, 6404-28.
- Westermeier, T. & Michaelis, J. (1995). Applicability of the Poisson distribution to model the data of the German Children's Cancer Registry. *Radiat Environ Biophys*, 34, 7-11.
- White-Koning, M.L., Hemon, D., Laurier, D., Tirmarche, M., Jougl, E., Goubin, A. & Clavel, J. (2004). Incidence of childhood leukaemia in the vicinity of nuclear sites in France, 1990-1998. *Br J Cancer*, 91, 916-22.

Gesundheitsrisiko durch niedrige Strahlendosen: Aktuelle Ergebnisse aus der Epidemiologie⁽¹⁾

Wolfgang Hoffmann

Institut für Community Medicine, Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald

Einleitung

Seit vielen Jahren besteht ein breiter Konsens innerhalb der Wissenschaft darüber, dass ionisierende Strahlung auch in kleinsten Dosen Mutationen, Krebserkrankungen und Erbschäden auslösen kann. Die Annahme einer Dosis-Wirkungskurve ohne „Schwelle“, d.h. ohne einen Dosisbereich, in dem eine Exposition vollkommen unschädlich ist, wird heute nur noch von wenigen Wissenschaftlern in Zweifel gezogen. Im Folgenden soll ein kurzer – notwendigerweise unvollständiger – Überblick über wichtige epidemiologische Untersuchungen und Ergebnisse aus jüngerer Zeit gegeben werden. Bei den strahlenbedingten Krebserkrankungen stehen Leukämien und andere Hämoblastosen, der weibliche Brustkrebs und Tumore des Zentralnervensystems an vorderer Stelle, jedoch werden auch non-Hodgkin Lymphome und weitere maligne Neoplasien durch ionisierende Strahlung ausgelöst [1]. Zu den malignen Erkrankungen kommen strahleninduzierte nicht-maligne Erkrankungen hinzu. In jüngerer Zeit sprechen epidemiologische Befunde dafür, dass diese nicht nur nach hohen Dosen, sondern ebenfalls bereits im niedrigen Dosisbereich vorkommen können.

Die umfassendsten Daten liegen für das Leukämierisiko vor. So wurde in vielen Kollektiven ein erhöhtes Leukämierisiko nach Exposition gegenüber ionisierender Strahlung aus den verschiedensten Quellen beobachtet:

- aus natürlichen Quellen
- aus künstlichen Quellen

Die Induktion von Leukämie kann in jeder Lebensphase stattfinden. Erhöhte Leukämierisiken wurden beobachtet nach:

- präkonzeptioneller Exposition
- pränataler Exposition
- Exposition nach der Geburt

Erhöhte Risiken für Brustkrebs wurden bei Radium-Ziffernblattmalerinnen, Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki und nach Strahlentherapie gutartiger Erkrankungen beobachtet. Auch nach diagnostischen Röntgenaufnahmen (Patientinnen mit Tbc bzw. Skoliose) und bei MTRAs traten verstärkt Mammakarzinome auf. Auch bei Män-

nern wurde eine erhöhte Inzidenz von Brustkrebs nach diagnostischem Röntgen beobachtet. In neueren Untersuchungen wird Brustkrebs beim weiblichen fliegenden Personal beobachtet; ursächlich ist vermutlich die Exposition gegenüber kosmischer Höhenstrahlung.

Befunde zu Hirntumoren bei Kindern, Jugendlichen und Erwachsenen (Gliome und Meningiome) stammen beispielsweise aus Studien zur Spätfolgen diagnostischer Röntgenanwendung (v.a. Zahnradiologie). Daneben wurden in einer gut untersuchten Kohorte israelischer Kinder nach Strahlentherapie wegen Tinea capitis erhöhte Hirntumorinzidenzen beobachtet, daneben auch Tumoren der Schilddrüse, der Mamma und weiterer Organe.

Ausgewählte neuere epidemiologische Befunde im niedrigen Dosisbereich

Im Folgenden wird auf 7 Publikationen näher eingegangen, die im Zeitraum von 2000-2007 erschienen sind und erhebliche Konsequenzen für das Verständnis von Niedrigdosiseffekten haben. Den Studien [2-4;7] liegen übliche Dosen aus dem beruflichen Bereich strahlenexponierter Personen zugrunde; die Studien [5;6] betreffen Patientendosen aus der Röntgendiagnostik. Die Publikation [8] behandelt Folgerungen für das Mammographiescreening aus neuen strahlenbiologischen Erkenntnissen zu Röntgenstrahlung niedriger Energien.

- Die Studie von **Cardis et al** („Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries“, 2005) enthält Daten von über 400.000 beruflich strahlenexponierten Personen. Sie kommt zu dem Ergebnis, dass 1-2 % aller Krebstodesfälle in der Kohorte (bis zu ca. 1000-2000) durch berufliche Strahlenbelastung bedingt ist. Die Autoren weisen darauf hin, dass die abgeleiteten quantitativen Risikoschätzer für alle Krebserkrankungen (ohne Leukämien) pro Dosis höher sind als die in der Life Span Study der japanischen Atombombenüberlebenden beobachteten [2].
- Die Studie von **Mohan et al** („Breast cancer mortality among female radiologic

- technologists in the United States“; **2002**) umfasst eine Kohorte von fast 70.000 „Technologists“ (MTRAs). Die Sterblichkeitsrisiko für Brustkrebs stieg mit wachender Zahl von Beschäftigungsjahren vor 1950 an [3].
- Eine isländischen Fall-Kontrollstudie (**Rafnsson et al**: „Breast cancer risk in airline cabin attendants: a nested case-control study in Iceland“; **2007**) folgert: Der Zusammenhang zwischen Beschäftigungsdauer und Brustkrebsrisiko (adjustiert für Einflußfaktoren wie Kinderzahl und Alter bei der ersten Geburt) zeigt, dass berufliche Faktoren einen bedeutenden Grund für Brustkrebs beim Kabinenpersonal darstellen können; der Zusammenhang ist kompatibel mit einem langen Zeitraum bis zum Auftreten der Erkrankung [4].
 - Die U.S. Scoliosis Cohort Study (**Doody et al**: „Breast cancer mortality after diagnostic radiography. Findings of the U.S. scoliosis cohort study“; **2000**) zeigt einen statistisch signifikanten Trend für das Auftreten von Brustkrebs mit der Anzahl der Röntgenuntersuchungen und ebenfalls mit der kumulativen Dosis [5].
 - Eine auf der schwedischen Bevölkerung basierende Kohortenstudie (**Hall P et al**: „Effect of low doses of ionising radiation in infancy on cognitive function in adulthood: Swedish population based cohort study“; **2004**) kommt zu dem Schluss, dass es die intellektuelle Entwicklung negativ beeinflusst, wenn das kindliche Gehirn mit Dosen von ionisierender Strahlung exponiert wird, die denen bei CT-Untersuchungen des Schädels entsprechen. Die Autoren folgern daraus, dass die Diagnostik von Kindern mit kleineren Schädeltraumata kritisch überdacht werden muss [6].
 - Die Autoren der Studie von **Völzke H et al** („Occupational exposure to ionizing radiation is associated with autoimmune thyroid disease“; **2005**) kommen zu dem Schluss, dass die berufliche Exposition mit ionisierender Strahlung in Zusammenhang mit dem Risiko für Autoimmunerkrankungen der Schilddrüse (AITD) steht [7].
 - In dem Artikel von **Heyes GJ et al** („Enhanced biological effectiveness of low energy X-rays and implications for the UK breast screening programme“; **2006**) werden Konsequenzen aus der erhöhten biologischen Effektivität von Röntgenstrahlung niedriger Energie für das britische Brustkrebs-Screeningprogramm gezogen. Die Autoren gehen dabei davon aus, dass Röntgenstrahlung, wie sie in der Mammographie verwendet wird, eine 4-fach bis 6-fach erhöhte biologische Wirksamkeit im Vergleich zu höherenergetischer Röntgenstrahlung besitzt. Hierdurch wird das Nutzen-Risiko-Verhältnis zwischen der Verringerung der Brustkrebssterblichkeit durch das Screening und der Anzahl neu durch die Strahlenbelastung im Screening induzierter Brustkrebsfälle ungünstiger [8].
- Weiteres Material zu den behandelten Fragestellungen findet sich z.B. in [1]. Darüber hinaus werden dort auch die aufgeführten Publikationen in Auszügen wiedergegeben und näher erläutert.

⁽¹⁾ Überarbeitete und erweiterte Version eines Beitrages zur 39. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Medizinische Physik, Oldenburg, 10.-13. Sept. 2008

Literatur

- [1] Hoffmann W. Niedrigdosiseffekte in der Röntgendiagnostik: Ergebnisse neuer epidemiologischer Studien. 11. Fortbildungsseminar der Arbeitsgemeinschaft „Physik und Technik in der bildgebenden Diagnostik (APT)“ der Deutschen Röntgengesellschaft e.V.; Bremen, 22.-23.06.2007.
http://www.drg.de/data/DOWNLOADS/APT-Seminar_Bremen-2007.htm
- [2] Cardis E et al (52 Autoren). Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries. *British Medical Journal* 2005; 331: 77-80
- [3] Mohan AK et al. Breast cancer mortality among female radiologic technologists in the United States. *Journal of the National Cancer Institute* 2002; 94(6): 943-947
- [4] Rafnsson V et al. Breast cancer risk in airline cabin attendants: a nested case-control study in Iceland. *Occup Environ Med* 2003; 60(7): 807-809
- [5] Doody et al. Breast cancer mortality after diagnostic radiography. Findings of the U.S. scoliosis cohort study. *SPINE* 2000; 25(16): 2052-2063
- [6] Hall P et al. Effect of low doses of ionising radiation in infancy on cognitive function in adulthood: Swedish

population based cohort study. British Medical Journal
2004; 328(1): 19-24

[7]Völzke H et al. Occupational exposure to ionizing
radiation is associated with autoimmune thyroid dis-
ease. Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism
2005; 90(8): 4587-4592

[8]Heyes GJ et al. Enhanced biological effectiveness of
low energy X-rays and implications for the UK breast
screening programme. British Journal of Radiology
2006; 79(3): 195-200

Siehe auch Materialien Seite 121.

Einfluß von Design, Durchführung und Interpretation epidemiologischer Studien auf die Risikokommunikation am Beispiel des Krebsrisikos durch Kernkraftwerke

Eberhard Greiser

Epi.Consult GmbH und Institut für Public Health und Pflegeforschung Universität Bremen, Bremen

Die Sorge, dass von Kernkraftwerken ein Krebsrisiko für die dort Beschäftigten oder für die Allgemeinbevölkerung ausgehen könnte, dürfte schon ebenso lange anhalten wie Feststellungen der Betreiber von Kernkraftwerken, dass diese Sorge unbegründet und durch wissenschaftliche Studien widerlegt sei.

Diese Besorgnisse erhielten neue Nahrung, als Ende 2007 die Ergebnisse einer umfassenden deutschen Studie publiziert wurden, deren Ziel es war, das Krebsrisiko für Kinder unter fünf Jahren zu untersuchen, deren Eltern im Umfeld deutscher Kernkraftwerke wohnten (Kaatsch et al. 2007; Kaatsch et al. 2008; Spix et al. 2008). Die Interpretation der Autoren dieser Studie war, dass lediglich im 5-Kilometer-Umkreis deutscher Kernkraftwerke ein gering erhöhtes Risiko bestünde, das aber auf keinen Fall radioaktiven Emissionen der Kernkraftwerke zugeordnet werden könnte.

Dieses wurde zum Anlass genommen zu analysieren, inwieweit durch Design, Durchführung und Interpretationen epidemiologischer Studien die Kommunikation der Ergebnisse präformiert werden können. Mit anderen Worten: Ist es möglich eine epidemiologische Studie von der Planung, Durchführung und Interpretation der Ergebnisse so zu gestalten, dass bestimmte Ergebnisse weitgehend ausgeschlossen werden können?

Diese Frage wurde untersucht anhand von internationalen und deutschen Studien zum Krebserkrankungsrisiko von Mitarbeitern von Kernkraftwerken und Anhand der KiKK-Studie.

I. Design und Durchführung epidemiologischer Studien: Krebserkrankungen bei Mitarbeitern von Kernkraftwerken

I.1 Auswahl der Endpunkte und der Vergleichsgruppe

Mitarbeiter von Kernkraftwerken sind, soweit sie ionisierenden Strahlen ausgesetzt sind, in jedem Fall erfasst, weil sie im Hinblick auf ihre Strahlenbelastung überwacht werden müssen. Deshalb

bieten sich verschiedene epidemiologische Methoden an, um ihr Risiko, infolge ionisierender Strahlen an Krebs zu erkranken, exakt ermitteln zu können.

- **Kohortenstudie:** Hierbei werden alle Mitglieder der Kohorte (in diesem Fall durch ihre Zugehörigkeit zur Gruppe strahlenexponierter Mitarbeiter definiert) erfasst. Durch Nachverfolgung ihres Schicksals lässt sich ermitteln, welche von ihnen an Krebs erkrankt sind. Dieses setzt natürlich voraus, dass eine Nachforschung bei den Mitarbeitern, ihren Angehörigen, ihren behandelnden Ärzten, Krankenhäusern, sowie Tumorzentren oder Krebsregistern erfolgt. Dieses ist ein aufwändiges Verfahren, das jedoch zu den Standardmethoden der Epidemiologie gehört. Um den Einfluss von ionisierenden Strahlen auf die Krebsentstehung genau abschätzen zu können, ist es notwendig, die durch eine mehr oder weniger große Strahlenexposition gekennzeichnete Kohorte mit einer vergleichbar strukturierten, aber nicht gegenüber Strahlen exponierten Kohorte zu vergleichen.
- **Fall-Kontroll-Studie:** Dieses Verfahren ist besonders effizient. Dabei werden innerhalb einer Kohorte alle an Krebs erkrankten Mitglieder identifiziert. Bei ihnen bzw. im Todesfall bei ihren Angehörigen werden die besonderen Lebensumstände der an Krebs erkrankten Kohortenmitglieder erhoben. Eine Vergleichsgruppe wird aus den nicht an Krebs erkrankten Mitgliedern der Kohorte als Stichprobe gezogen. Auch bei diesen erfolgt durch Interviews eine Erhebung von Lebensumständen, die möglicherweise für eine Krebsentstehung relevant sein könnten. Ein Vergleich der Häufigkeiten dieser Risikofaktoren und der Strahlenbelastung bei den an Krebs Erkrankten und bei der Vergleichsgruppe erlaubt eine genaue Abschätzung des Einflusses von Strahlenbelastung und anderen Risikofaktoren auf die Krebsentstehung.

In einer internationalen Kohortenstudie ist keines dieser Verfahren angewendet worden. Bei dieser

Kohortenstudie, die unter der Beratung durch das Krebsforschungszentrum der WHO, der International Agency for the Research on Cancer (IARC) in Lyon, durchgeführt wurde, wurde zunächst nicht die Häufigkeit an Krebs zu erkranken, sondern die Sterblichkeit (Mortalität) untersucht (Vrijheid et al. 2007).

Wird für die Ermittlung des Krebs Erkrankungsrisikos nicht die Häufigkeit der Erkrankung selbst (Inzidenz), sondern die Sterblichkeit (Mortalität) verwendet, so ist ein fehlerhaftes Ergebnis vorprogrammiert. Denn die Krebssterblichkeit ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig:

- der Erkrankungshäufigkeit (Inzidenz),
- der Überlebenswahrscheinlichkeit, die sich bei unterschiedlichen Krebsarten stark unterscheidet,
- dem Stadium der Krebserkrankung, in dem die Diagnose gestellt wird,
- die Qualität der angewendeten Therapie (chirurgischer Eingriff, Strahlentherapie, Chemotherapie),

- der Qualität der Nachsorge,
- dem sozialen Status des Patienten.

Da sich diese Faktoren von Land zu Land und selbst innerhalb eines Landes von Region zu Region unterscheiden, ist eine Abschätzung des Krebs Erkrankungsrisikos aus der Krebsmortalität praktisch unmöglich, besonders dann, wenn in den beteiligten Ländern Gesundheitssysteme unterschiedlicher Qualität vorhanden sind.

Es gibt nur wenige Krebsarten, bei denen ausnahmsweise die Mortalität anstelle der Inzidenz zur Beurteilung des Krebs Erkrankungsrisikos herangezogen werden kann. Dabei handelt es sich um solche Krebsarten, bei denen wegen ihrer Bösartigkeit und der geringen Überlebenschancen der Patienten die Diagnosestellung praktisch auch schon das Versterben an dieser Krebsart bedeutet. Dazu gehören der Lungenkrebs, der Leberkrebs oder der Krebs der Bauchspeicheldrüse. Exemplarisch werden die Überlebenswahrscheinlichkeiten anhand von Grafiken des Münchner Tumorregisters gezeigt (Tumorregister München 2008).

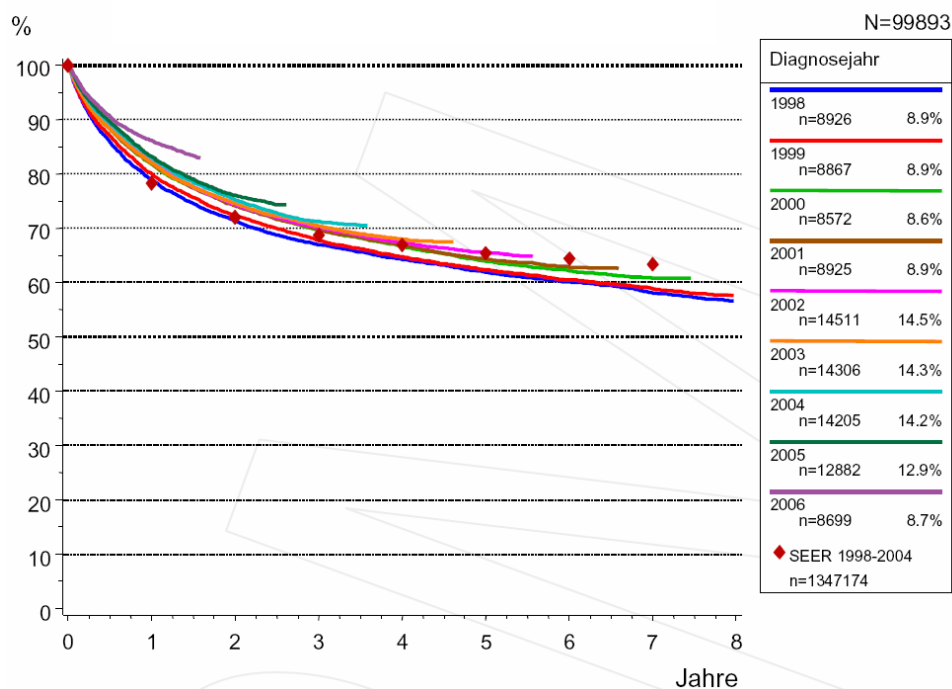


Abbildung 1. Überlebenswahrscheinlichkeit für sämtliche Krebserkrankungen

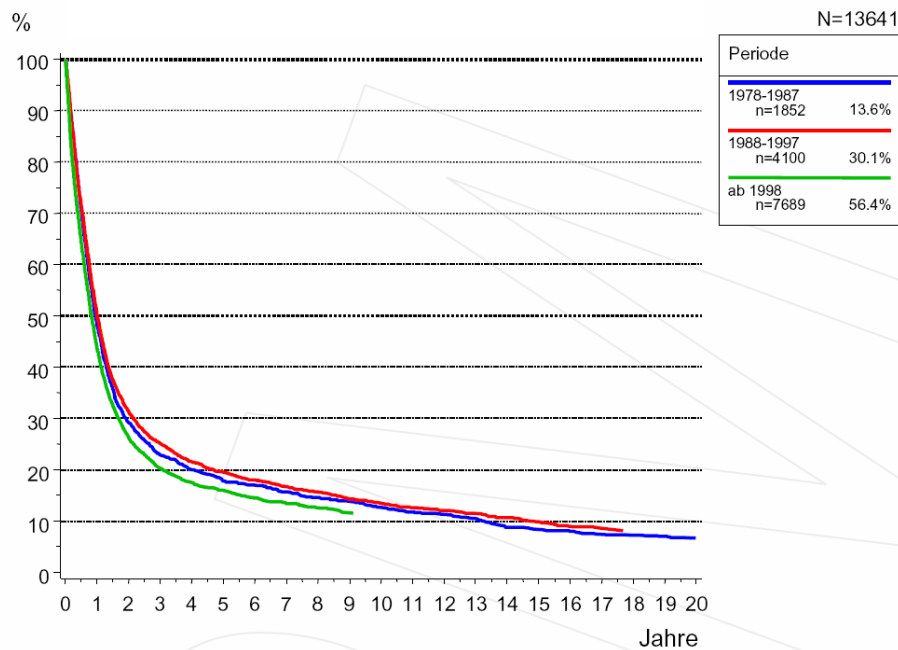


Abbildung 2. Überlebenswahrscheinlichkeit für Krebs der Lunge und der Luftröhre

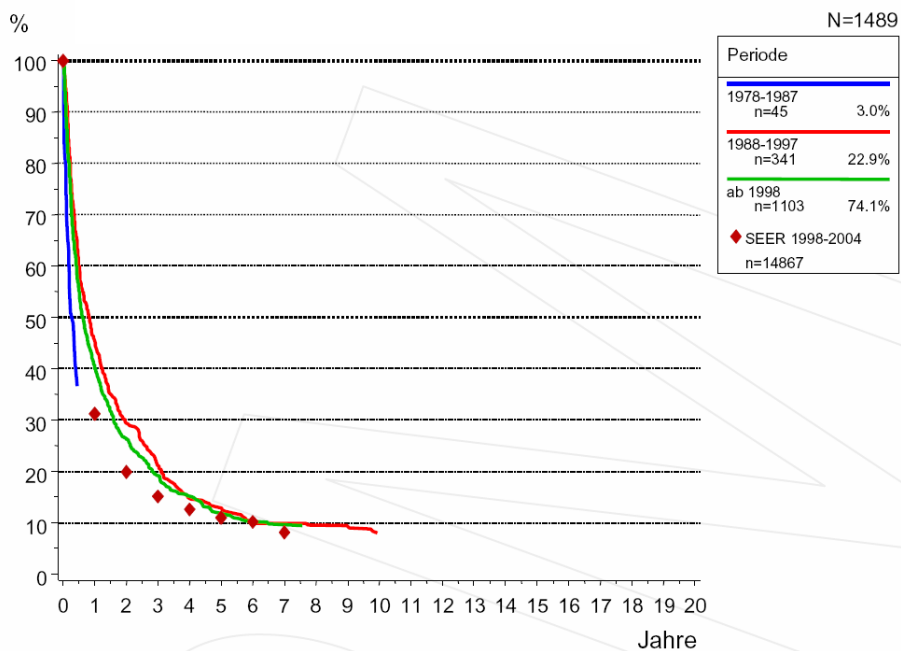


Abbildung 3. Überlebenswahrscheinlichkeit für Leberkrebs

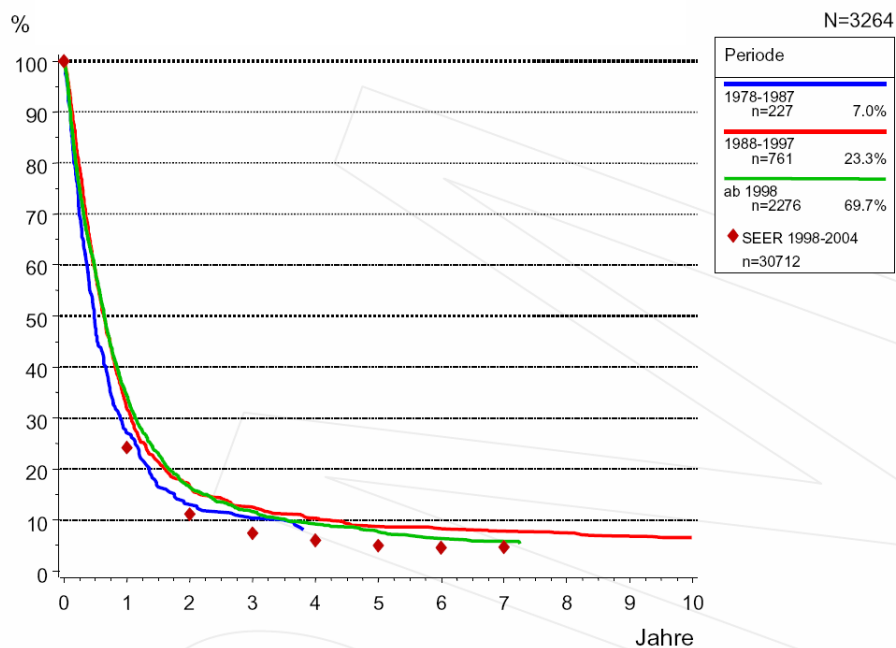


Abbildung 4. Überlebenswahrscheinlichkeit für Krebs der Bauchspeicheldrüse

Diese Abbildungen zeigen, dass für sämtliche Krebserkrankungen zusammen genommen die 5-Jahres-Überlebenswahrscheinlichkeit bei etwa 63 Prozent liegt, während für die anderen hier gezeigten Krebserkrankungen mit schlechter Prognose 10% oder weniger der Patienten fünf Jahre nach Diagnosestellung noch am Leben sind.

Hervorragend sind dagegen die Überlebenswahrscheinlichkeiten für einige Formen von Leukämien: Bei den chronisch-lymphatischen Leukämien überlebten nach den neuesten Daten des Münchner Tumorregisters etwa 80% die 5-Jahresgrenze.

Es ist also festzuhalten, dass die Entscheidung, statt der Neuerkrankungshäufigkeit die Sterblichkeit an Krebserkrankungen als Analysevariable zu wählen, ein gravierender methodischer Fehler war.

Die Sterblichkeit einer Kohorte allein ist ohne Aussagekraft, wenn die Ergebnisse nicht mit irgendeiner vergleichbaren Statistik verglichen werden. Die Wissenschaftler der 15-Länder-Studie einigten sich darauf, die jeweiligen nationalen Mortalitätsstatistiken als Vergleichsbasis heranzuziehen.

Ein solcher Vergleich ist methodisch außerordentlich fragwürdig, weil in die nationalen Mor-

talitätsstatistiken auch die Todesursachen von denjenigen eingehen, die zu krank oder zu schwach waren, um am Arbeitsleben teilzunehmen. Das Ergebnis eines solchen Vergleichs ist dann in der Regel, dass die Mortalität einer Kohorte von Beschäftigten deutlich niedriger ausfällt als die der gesamten Nation. In der Epidemiologie spricht man deswegen auch vom „healthy worker effect“, d.h. vom Effekt der durch die auf Gesundheit selektierten Arbeitnehmer entsteht. Es ist einzusehen, dass aus diesem Grunde einer besonders exponierten Kohorte aus dem Arbeitsleben eine vergleichbare Kohorte ohne diese spezifische Exposition gegenüber gestellt werden müsste.

Im Kontext der publizierten Studien sind zwei unterschiedliche Ansätze verfolgt worden:

- Vergleich der Mortalitätsraten der Kohorte von Kernkraftwerksmitarbeitern mit den Mortalitätsraten der gesamten Nation, bzw. im Fall der 15-Länderstudie mit den entsprechenden Mortalitätsraten der einzelnen Länder (Vrijheid et al. 2007; Hammer et al. 2008). Lopez-Abente und Koautoren (1999; 2000) haben jeweils Vergleiche mit Vergleichsregionen und mit Mortalitätsraten von Spanien insgesamt durchgeführt. Soweit sich bei diesen Analysen tatsächlich erhöhte Mortalitätsraten zeigten, muss aufgrund des Healthy-Worker-Effekts

eine erhebliche Unterschätzung der tatsächlichen Risiken unterstellt werden.

Vrijheid und Koautoren (2007) fanden für alle 15 Länder einen starken Healthy-Worker-Effekt sowohl für die Gesamtsterblichkeit als auch für die Sterblichkeit an sämtlichen Krebserkrankungen zusammengenommen. Hammer und Koautoren (2008) fanden sowohl für die Gesamtmortalität bei deutschen Kernkraftwerksmitarbeitern als auch für die Krebsmortalität stark erniedrigte Werte beim Vergleich mit den nationalen Mortalitätsraten.

Lopez-Abente und Koautoren (1999 und 2000) fanden erhöhte Mortalitätsraten für solide Tumoren lediglich um Uran-verarbeitende Anlagen. Eine erhöhte Leukämie-Sterblichkeit fand sich ebenso nur um Uran-verarbeitende Anlagen.

- In der 15-Länder-Studie ist zusätzlich ein komplizierteres Verfahren zur Berechnung von Krebsrisiken angewendet worden (Cardis et al. 2005; Cardis et al. 2007). Dabei wurde das Mortalitätsrisiko in verschiedenen Schichten der 15 Kohorten ermittelt. Schichtungskriterien waren dabei Geschlecht, 5-Jahres-Altersgruppe, 5-Jahres-Kalenderperiode, Kernkraftwerk, Beschäftigungsdauer (unter 10 Jahre, 10+ Jahre), Sozialstatus. In diesen Schichten wurde die Mortalität bestimmt. Dann wurden innerhalb dieser Schichten Gruppen mit unterschiedlicher Strahlenbelastung gebildet und berechnet, ob die Sterblichkeit in dieser Strahlenbelastungsgruppe von der Sterblichkeit der Schicht abwich.

Da bei diesem Verfahren die Gesamtheit aller strahlenexponierten Beschäftigten der Kernkraftwerke als Vergleichsbasis herangezogen wird und nicht etwa, was korrekt gewesen wäre, eine nicht durch Strahlen exponierte Vergleichsgruppe, müssen die vorgefundenen erhöhten Mortalitätsrisiken in jedem Fall Unterschätzungen in unbekannter Größenordnung darstellen.

Tatsächlich fanden sich von der Strahlendosis erhöhte Sterblichkeitsrisiken für die Gesamtsterblichkeit und für die Sterblichkeit an Krebserkrankungen insgesamt (Cardis et al. 2007).

Es ist bemerkenswert, dass Hammer und Koautoren (2008) konstatieren, dass ihre Ergebnisse in guter Übereinstimmung mit den Er-

gebnissen der internationalen Studie („These results are in line with and complement IARC results.“) wären, ohne darauf hinzuweisen, dass Analysen der internationalen Studie nach Strahlendosis erhebliche Risiken aufwiesen.

1.2 Selektion der Kohorte und des Studienzeitraums

Bei der Planung jeder epidemiologischen Studie ist jeder Epidemiologe bemüht, die Anzahl der Beobachtungen, d.h. im Fall von Kohortenstudien die Anzahl der einzubeziehenden Personen so groß wie möglich zu halten. Deswegen wäre es sowohl für die internationale Studie als auch für die deutsche Studie plausibel gewesen, alle jemals in Kernkraftwerken tätig gewesen Personen in die Studien einzuschließen.

Bei Personen, die in Kernkraftwerken tätig sind und gegenüber Strahlen exponiert sind, müssen generell zwei Gruppen unterschieden werden: ständige Mitarbeiter und Mitarbeiter von Fremdfirmen. Letztere werden in der Regel für Reinigungsarbeiten eingesetzt und erhalten dabei z.T. deutlich höhere Strahlendosen.

Das Design der internationalen Studie sah vor (Vrijheid et al. 2007), dass Fremdarbeiter dann ausgeschlossen werden sollten, wenn es nicht möglich wäre, ihre Beschäftigung und ihr Krebsrisiko in nicht-selektiver Weise zu erfassen. Diese Bedingung traf für verschiedene Länder (Frankreich, Belgien, Ungarn, die Schweiz, die Slowakei, Großbritannien und für einige US-Kohorten zu.

In der deutschen Studie sind Fremdarbeiter und nur befristet Beschäftigte grundsätzlich ausgeschlossen worden (Hammer et al. 2008).

Betrachtet man die Anzahl der Beschäftigten mit Strahlenexposition in deutschen Kernkraftwerken seit Beginn der Stromproduktion, wie es sich aus den Jahresberichten des Bundesministeriums für Umwelt und Reaktorsicherheit erschließt, so zeigen sich über die Jahre zwei Trends:

- Die Anzahl der Beschäftigten nimmt bis zum Jahre 1993 kontinuierlich zu. In diesem Jahr erreicht die Anzahl der Eigenarbeiter 7.436 und die Anzahl der Fremdarbeiter 30.544 (Abbildung 5).

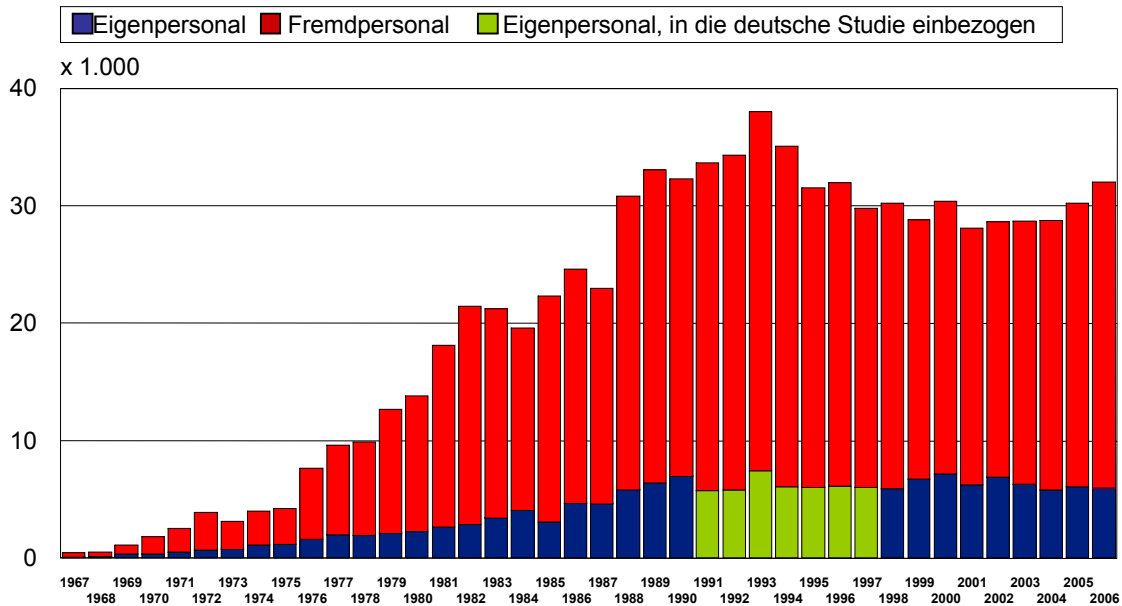


Abbildung 5. Beschäftigte deutscher Kernkraftwerke 1967-2006

Von diesen sind lediglich 4.785 Männer und 58 Frauen in die Kohorte einbezogen worden. Da sämtliche, jemals in deutschen Kernkraftwerken und ionisierenden Strahlen exponierte Personen individuell erfasst und damit auch retrospektiv identifizierbar sind, ist es kaum nachvollziehbar, aus welchem Grund lediglich das Eigenpersonal einbezogen wurde und lediglich für den Zeitraum 1991-1997.

Abbildung 6 zeigt die mittlere Strahlenbelastung des Stammpersonals und des Fremdpersonals, die seit 1967 in deutschen Kernkraftwerken beschäftigt waren. Daraus ergibt sich, dass zwischen 1969 und 1988 die mittleren Dosen z.T. erheblich über 4 mSv lagen und dass davon vorwiegend Eigenpersonal betroffen war. Ab 1989 lagen die mittleren Dosen unter 4 mSv und die Belastung der Fremdarbeiter stieg kontinuierlich über die Belastung der Eigenarbeiter.

Da höhere Strahlendosen mit einem höheren Krebsrisiko einhergehen als niedrigere, ist es nicht nachvollziehbar, aus welchem Grunde bei der deutschen Studie diejenigen Kalenderjahre ausgespart worden sind, in denen die höchsten mittleren Strahlendosen vorkamen. Ebenso wenig ist erklärlich, warum Fremdpersonal aus der Studie grundsätzlich ausgeschlossen wurde, da doch das deutsche Register einen individuellen Zugriff auf alle Einzelpersonen erlaubt hätte.

Naturgemäß wäre der Follow-up bei Fremdpersonal wohl aufwändiger gewesen als bei Eigenpersonal. Ein erhöhter Arbeitsaufwand kann in der epidemiologischen Feldforschung aber nie der Grund sein, eine vermutlich besonders stark belastete Gruppe von Personen nicht in eine Studie einzubeziehen.

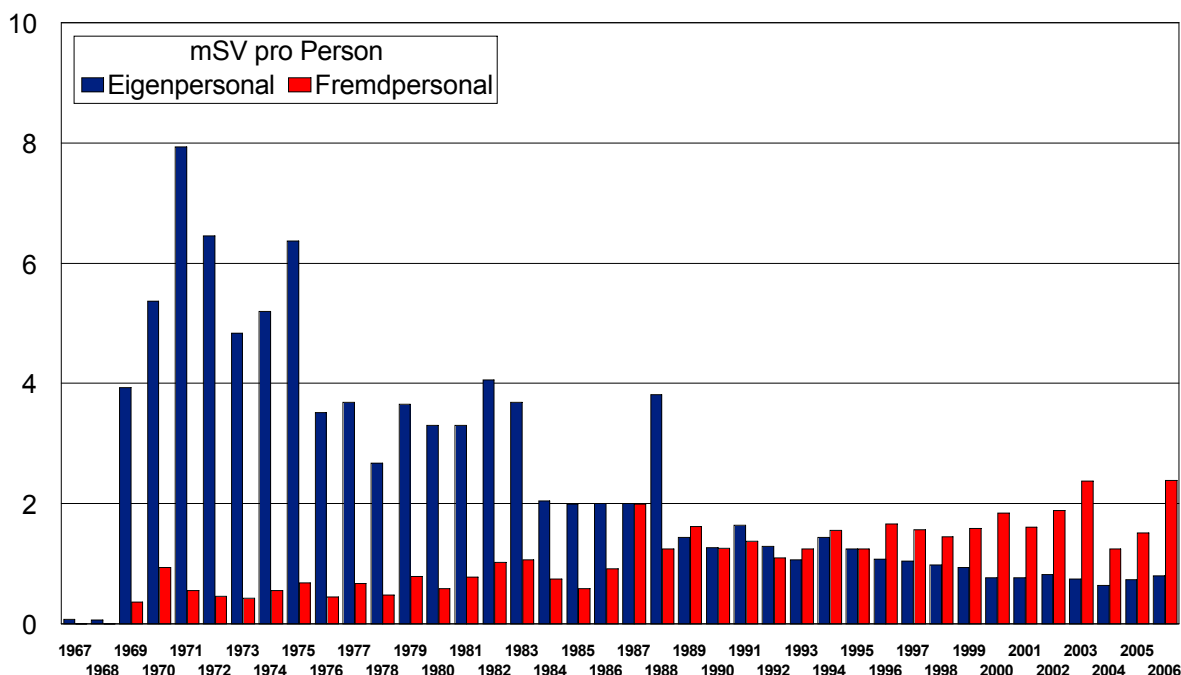


Abbildung 6. Mittlere Strahlendosis (mSv) bei Beschäftigten deutscher Kernkraftwerke

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die zur Ermittlung des Krebsrisikos von Beschäftigten in Kernkraftwerken durchgeführten Studien eine Reihe von gravierenden methodischen Fehlern aufweisen, die insgesamt eine wissenschaftlich belastbare Schätzung des Krebsrisikos verhindern. Diese Fehler sind:

- Wahl der falschen Zielgröße: Sterblichkeit anstatt Erkrankungshäufigkeit
- Wahl der falschen Bezugspopulation: Nationale Sterblichkeit statt Sterblichkeit einer Vergleichskohorte bzw. Wahl der strahlenexponierten Gruppe insgesamt in einzelnen Schichten als Referenzgruppe statt einer nicht-exponierten Gruppe oder statt der am geringsten exponierten Gruppe
- Wahl einer Teilgruppe von strahlenexponierten Personen statt der Gesamtgruppe
- Wahl eines zu kleinen Beobachtungszeitraums (vor allem in der deutschen Studie)
- Vermeidung eines Designs zur Berücksichtigung aller Störvariablen (Kohortenstudie statt Fall-Kontroll-Studie).

Die Epidemiologie ist ein Fachgebiet, das sich wie alle wissenschaftlichen Disziplinen methodisch ständig weiter entwickelt. Die in den Studien über das Krebsrisiko von Mitarbeitern von Kernkraftwerken offenkundigen Defizite waren

schon lange vor den ersten Design Diskussionen der an den Studien beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler als solche erkennbar, weil sie lange etablierten epidemiologischen Standards entgegenstehen.

Die Frage, wie es dennoch zu diesen Defiziten kommen konnte, kann aus den Publikationen nicht beantwortet werden.

II. Interpretation epidemiologischer Studien: Studien zum Krebsrisiko von Kindern um deutsche Kernkraftwerke (KiKK)

Die vom Kinderkrebsregister durchgeführten und vom Bundesamt für Strahlenschutz finanzierten KiKK-Studien hatten die Aufgabe zu untersuchen, ob das Krebsrisiko von Säuglingen und Kleinkindern unter 5 Jahren mit zunehmendem Abstand der Wohnung der Eltern vom nächstgelegenen Kernkraftwerk abnahm. Das Design der Studien ist von den Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern des Kinderkrebsregisters und des Instituts für medizinische Biometrie, Epidemiologie und Informatik (IMBEI) gemeinsam mit einem vom Bundesamt für Strahlenschutz berufenen Gremium externer Experten entwickelt worden. Dabei wurde u.a. auch festgelegt, dass als bester Ersatz für (nicht verfügbare) Daten über die Immissionen deutscher Kernkraftwerke die Entfer-

nung der elterlichen Wohnung vom nächstgelegenen Kernkraftwerk verwendet werden sollte.

Nach Fertigstellung des Abschlussberichtes ist eine Gruppe von drei Epidemiologen (Jöckel, Greiser, Hoffmann) vom BfS beauftragt worden, anhand dieses Abschlussberichtes eine Qualitätsprüfung der Studien durchzuführen. Das als Ergebnis dieser Qualitätsprüfung entstandene Dokument (Jöckel et al. 2008) kommt im Wesentlichen zu folgenden Schlüssen:

- a) Die Studien sind, soweit anhand der verfügbaren Unterlagen beurteilbar, nach dem Stand der epidemiologischen Wissenschaft durchgeführt worden.
- b) Es besteht ein statistisch signifikanter negativer Abstandsgradient, d.h. je weiter die elterliche Wohnung vom nächsten Kernkraftwerk entfernt ist, desto kleiner ist das Erkrankungsrisiko. Dieser Trend ist, wie der Abschlussbericht ausweist, bis zu einer Entfernung von 50 Kilometern statistisch signifikant.
- c) Ein Zusammenhang zu Emissionen der in die Studie einbezogenen 16 Kernkraftwerke zu den Krebserkrankungen kann keinesfalls ausgeschlossen werden.
- d) Eine Reihe von epidemiologischen Kausalitätskriterien (so genannte Hill'sche Kriterien) sprechen für einen ursächlichen Zusammenhang zwischen Emissionen der Kernkraftwerke und den zusätzlich aufgetretenen Krebserkrankungen.

- e) Das zusätzliche Krebsrisiko (Attributivrisiko) beträgt nicht, wie von den Verfassern des Abschlußberichtes angegeben, 0,22% bezogen auf alle seit 1980 im Kinderkrebsregister dokumentierten Erkrankungsfälle, sondern liegt zwischen 1,03% und 2,35%.

Der Dissens entzündete sich an der Behauptung der Mainzer Wissenschaftler, jenseits eines 5-Kilometer-Umkreises um die 16 Kernkraftwerke sei ein erhöhtes Erkrankungsrisiko definitiv nicht mehr gegeben.

Aufgrund der im Abschlussbericht dargestellten Regressionsberechnungen, die von den Mainzer Wissenschaftlern gemeinsam mit dem externen Expertengremium vereinbart worden waren, ergibt sich der in Abbildung 7 dargestellte Abstandstrend nach zwei alternativ durchgeführten Berechnungsmethoden.

Dabei entspricht einer Odds Ratio von 1,50 einer Risiko-Erhöhung durch Wohnen in der Nähe des Kernkraftwerkes um 50%, einer Odds Ratio von 2,0 einer Risiko-Erhöhung von 100%.

Im Qualitätsprüfungsbericht ist auch dargestellt worden, in welcher Form sich dieser Abstandstrend auf das Exzessrisiko infolge Wohnens in der Nähe zu einem Kernkraftwerk auf die Zahl der dadurch erkrankten Kinder auswirkt (Abbildung 8).

KiKK-Abschlussbericht Teil 1, Abbildung 3.6, S. 58

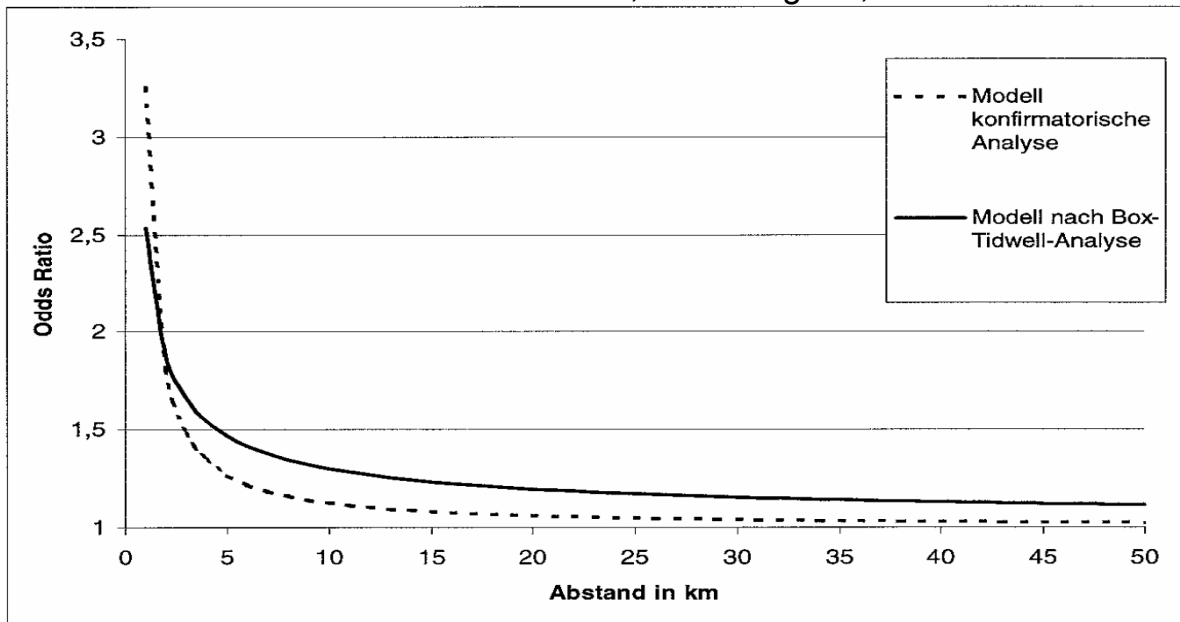


Abbildung 7. Erkrankungsrisiko an Krebs bei unter 5-jährigen Kindern in Abhängigkeit von der Entfernung der Wohnung zum nächsten Kernkraftwerk

Anzahl von Krebserkrankungen bei Kindern durch Wohnen in der Nähe von Kernkraftwerken 1980-

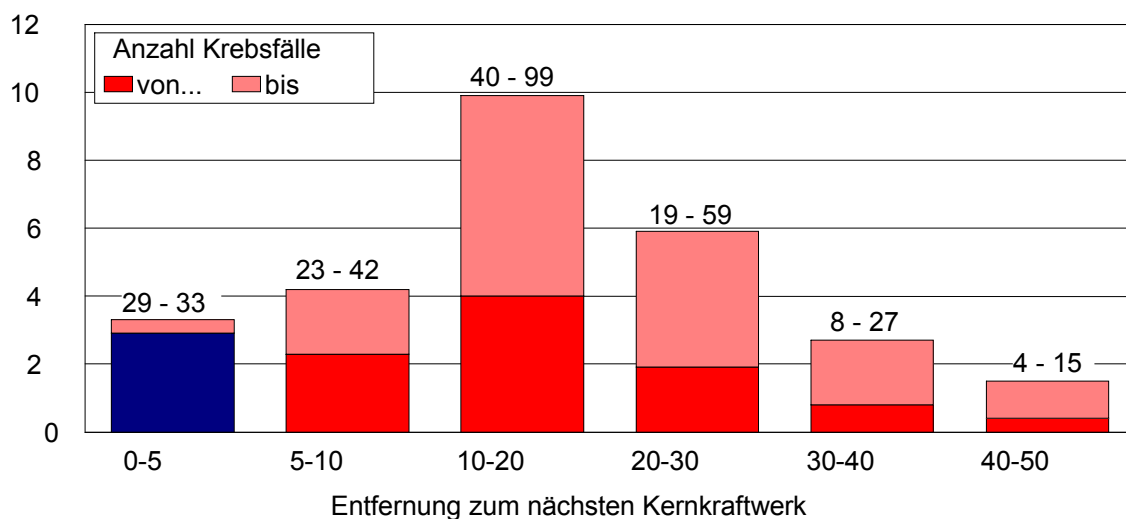


Abbildung 8. Anzahl von Kindern, die infolge von Wohnen in der Nähe eines Kernkraftwerkes an Krebs erkrankt sind.

Der in Abbildung 8 blau dargestellte Abschnitt der ersten Säule gibt die Zahl von 29 Kindern wieder, die von den Mainzer Wissenschaftlern dem Wohnen in der Nähe eines Kernkraftwerkes zugeschrieben werden.

Einzig dieser Wert ist in der Interpretation der Ergebnisse der KiKK-Studien der Öffentlichkeit vermittelt worden.

Aus dem Abschlussbericht der KiKK-Studien und den auf der Basis der Daten der KiKK-Studien entstandenen Publikationen (Kaatsch et al. 2008; Spix et al. 2008) erschließt sich nicht, aus wel-

chem Grunde diese das tatsächliche Ergebnis stark relativierende Zahl im Rahmen der Risikokommunikation von den Mainzer Wissenschaftlern verwendet wurde.

Literatur

Cardis E, Vrijheid M, Blettner M, Gilbert E, Hakama M, Hill C, Howe G, Kaldor J, Muirhead CR, Schaubauer-Berignan M, Yoshimura T, Bermann F, Cowper G, Fix J, Hacker C, Heinmiller B, Marshall M, Thierry-Chef I, Utterback D, Ahn YO, Amoros E, Ashmore P, Auvinen A, Bae JM, Bernar Solano J, Biau A, Combalot E, Deboodt P, Diez Sacristan A, Eklöf M, Engels H, Engholm G, Gulis G, Habib RR, Holan K, Hyvonen H, Kerekes A, Kurtinaitis J, Malaker H, Martuzzi M, Mastauskas A, Monnet A, Moser M, Pearce MS, Richardson DB, Rodriguez-Artalejo F, Rogel A, Tardy H, Telle-Lamberton M, Turai I, Usel M, Veress K. The 15-Country Collaborative Study of Cancer Risk among Radiation Workers in the Nuclear Industry: estimates of radiation-related cancer risks. *Radiation Research* 2007; 167: 396-416.

Cardis E, Vrijheid M, Blettner M, Gilbert E, Hakama M, Hill C, Howe G, Kaldor J, Muirhead CR, Schaubauer-Berignan M, Yoshimura T, Bermann F, Cowper G, Fix J, Hacker C, Heinmiller B, Marshall M, Thierry-Chef I, Utterback D, Ahn YO, Amoros E, Ashmore P, Auvinen A, Bae JM, Bernar Solano J, Biau A, Combalot E, Deboodt P, Diez Sacristan A, Eklöf M, Engels H, Engholm G, Gulis G, Habib RR, Holan K, Hyvonen H, Kerekes A, Kurtinaitis J, Malaker H, Martuzzi M, Mastauskas A, Monnet A, Moser M, Pearce MS, Richardson DB, Rodriguez-Artalejo F, Rogel A, Tardy H, Telle-Lamberton M, Turai I, Usel M, Veress K. Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries. *BMJ* doi:10.1136/bmj.38499.599861.E0 (published 29 June 2005)

Hammer GP, Fehrer F, Seitz G, Zeeb H, Dulon M, Langner I, Blettner M. Exposure and mortality in a cohort of German nuclear power workers. *Radiat Environ Biophys* 2008; 47: 95-99.

Jablon S, Hrubec Z, Boice JD. Cancer in populations living near nuclear facilities. A survey of mortality nationwide and incidence in two states. *JAMA* 1991; 265: 1403-1408.

Jöckel KH, Greiser E, Hoffmann W. Epidemiologische Qualitätsprüfung der KiKK-Studien im Auftrag des Bundesamts für Strahlenschutz (BfS). Essen, März 2008. Download: <http://www.bfs.de/kerntechnik/kinderkrebs/Qualitaetspruefung.html>

Kaatsch P, Spix C, Schmiedel S, Schulze-Rath R, Mergenthaler A, Blettner M. Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie). Mainz, 2007.

Kaatsch P, Spix C, Schulze-Rath R, Schmiedel S, Blettner M. Leukemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants. *Int J Cancer* 2008; 1220: 721-726.

Lopez-Abente G, Aragonés N, Pollán M, Ruiz M, Gandarillas A. Leukemia, lymphomas, and myeloma mortality in the vicinity of nuclear power plants and nuclear fuel facilities in Spain. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 1999; 8: 925-934.

Lopez-Abente G, Aragonés N, Pollán M. Solid-tumor mortality in the vicinity of Uranium cycle facilities and nuclear power plants in Spain. *Environ Health Perspect* 2001; 109: 721-729.

Preston DL, Kusumi S, Tomonaga M, Izumi S, Ron E, Kuramoto A, Kamada N, Dohy H, Matsui T, Nonaka H, Thompson DE, Soda M, Mabuchi K. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III: Leukemia, lymphoma and multiple myeloma, 1950-1987. *Radiation Research* 1994; 137: S68-S97.

Spix C, Schmiedel S, Kaatsch P, Schulze-Rath R, Blettner M. Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980-2003. *Eur J Cancer* 2008; 44: 275-284.

Vrijheid M, Cardis E, Blettner M, Gilbert E, Hakama M, Hill C, Howe G, Kaldor J, Muirhead CR, Schaubauer-Berignan M, Yoshimura T, Ahn Y-O, Ashmore P, Auvinen A, Bae J-M, Engels H, Gulis G, Habib R, Hosoda Y, Kurtinaitis J, Malaker H, Moser M, Rodriguez-Artalejo F, Rogel A, Tardy H, Telle-Lamberton M, Turai I, Usel M, Veress K. The 15-Country Collaborative Study of Cancer Risk among Radiation Workers in the Nuclear Industry: Design, epidemiological methods and descriptive results. *Radiat Res* 167, 361-379 (2007).

Siehe auch Materialien Seite 121.

Cancer around nuclear power plants: Collision of evidence and assumptions, déjà vu – Krebs in der Umgebung von Atomkraftwerken: Kollision von Befunden und Annahmen, ein déjà vu

Steve Wing

Department of Epidemiology, School of Public Health, University of NC, Chapel Hill, USA

In a common model for advancement of science, evidence assembled to test hypotheses is evaluated under assumptions used to generate hypotheses. Methodological attention in this realm typically involves issues of bias, precision, and generalizability of evidence, problems that can result from measurement errors, lack of experimental control, low study power, or poor correspondence between experimental conditions and the real-world conditions of interest. In contrast, less attention has been paid to situations in which hypotheses are constructed in such a way that they cannot be rejected based on evidence.

Recent reports of increased cancer incidence near nuclear power plants exemplify logical problems that occur when researchers' assumptions – that releases and doses are too low to produce a measurable change in incidence – prevent them from interpreting evidence of an effect as support for the hypothesis under investigation. The same logical problem occurred in the 1990s when studies were published describing cancer incidence in relation to radiation releases from the meltdown at the Three Mile Island nuclear power plant. The TMI case is illustrative of logical problems in hypothesis testing and the importance of social and economic factors in the construction of scientific knowledge.

Einer gängigen Modellvorstellung des naturwissenschaftlichen Fortschritts zufolge wird das zur Prüfung von Hypothesen zusammengestellte Beweismaterial nach Annahmen bewertet, die bei der Entwicklung der Hypothese verwendet wurden. Die methodologische Aufmerksamkeit richtet sich dabei typischerweise auf Fragen wie Bias, Genauigkeit und Verallgemeinerbarkeit der Befunde, auf Probleme durch Meßfehler, ungenügende Kontrolle des Versuchs oder geringe Power der Studie, oder aber auf geringe Übereinstimmung zwischen Versuchsbedingungen und den jeweiligen Bedingungen in der Wirklichkeit. Dagegen finden Situationen weniger Beachtung, in

denen Hypothesen derart konstruiert werden, daß sie nicht zu widerlegen sind.

Die jüngsten Berichte über eine erhöhte Krebs-Inzidenz in der Nähe von Kernkraftwerken zeigen beispielhaft die auftretenden logischen Probleme, wenn die Annahmen – daß Emissionen und Strahlendosen zu klein seien, um eine meßbare Veränderung der Inzidenz zu erzeugen – die Forscher daran hindern, einen nachgewiesenen Effekt als Stütze der untersuchten Hypothese zu deuten. Dasselbe logische Problem trat in den 1990er Jahren auf, als Studien über Krebs-Inzidenz in Beziehung zu Strahlenemissionen nach der Kernschmelze im Kraftwerk Three Mile Island veröffentlicht wurden. Der Fall Three Mile Island illustriert die logischen Probleme bei der Prüfung von Hypothesen und die Bedeutung sozialer und ökonomischer Faktoren bei der Konstruktion naturwissenschaftlichen Wissens.

Siehe auch Materialien Seite 332:

Objectivity and Ethics in Environmental Health Science

Objektivität und Ethik in Umwelt- und Gesundheitswissenschaften

In den letzten Jahrzehnten ist Wissenschaftstheoretikern und den Wissenschaftlern selbst zunehmend bewußt geworden, auf welche komplexe Weise naturwissenschaftliche Erkenntnis durch ihren gesellschaftlichen Kontext geformt wird. Traditionelle Begriffe von Objektivität sind fragwürdig geworden. Bei der Arbeit brauchen Naturwissenschaftler ein Verständnis ihres Handelns, das den naiven Mythos, Naturwissenschaft könne objektiv sein, indem gesellschaftliche Einflüsse vermieden werden, ebenso ausschließt wie die reduktionistische Ansicht, naturwissenschaftliche Inhalte seien einfach durch Wirtschaftsinteressen bestimmt. Eine differenzierte Sicht auf den Prozeß der Erkenntnisgewinnung kann die Ethik der Forschung verbessern und die Fähigkeit der Naturwissenschaften steigern, einen Beitrag zu unparteiischer Politik zu leisten, besonders in Gebieten wie Umwelt- oder Arbeitsmedizin, die di-

rekte Implikationen für Profite, Regulierungen, rechtliche Verantwortung und soziale Gerechtigkeit haben.

Ich diskutiere Untersuchungen über die gesundheitlichen Folgen des Unfalls von Three Mile Island bei Harrisburg, Pennsylvania, USA, im Jahre 1979 als Beispiel dafür, wie naturwissenschaftliche Erklärungen durch gesellschaftliche Vorstellungen, Normen und Vorurteile geformt werden. Ich beschreibe, wie eine Forschungspraxis, die sich unter dem Einfluß von Medizin und Kernphysik entwickelte, mit Beobachtungen von Mitgliedern der strahlenbelasteten Gemeinden integrierte, was die Fragestellung von Untersuchungen, die Interpretation von Beweisen, indirekte Schlüsse auf die biologischen Mechanismen bei der Verursachung von Beweisen bei Gerichtsprozessen beeinflusste.

Wenn sie die Geschichte und Philosophie ihrer Disziplinen in Betracht ziehen, können tätige Forscher die Festigkeit, Objektivität und soziale Verantwortung der Umwelt- und Gesundheitswissenschaften mehren.

A possible mechanism for the KiKK findings of increased childhood cancers near NPPs in Germany – Ein möglicher Mechanismus zur Erklärung der in der KiKK-Studie gefundenen Zunahme von Kinderkrebs in der Nähe deutscher Kernkraftwerke

Ian Fairlie

London, UK

The KiKK study found a 2-fold increase in leukemia risk and a 1.6-fold increase in solid cancer risk in young children living near German nuclear power plants (NPPs). The study stated that the increases were clearly linked to proximity to the NPPs, however it offered no explanation as to likely mechanisms. It asserted that radiation doses to young children near NPPs would be too low to result in the observed cancer risks, however it contained no estimates of possible radiation doses and risks to embryos/fetuses/neonates and young children¹ near NPPs. However, UK Government reports have stated that official estimates for doses and risks from internal (radionuclide) emitters can contain very large uncertainties. Therefore the estimated radiation doses from NPP emissions may well have wide uncertainties – sufficient for radiation to be a cause of the KiKK cancer increases.

The cancer increases may be due to high intakes of radionuclides in pregnant women near NPPs. Nuclide releases from NPPs are highly episodic and not continuous: a spike in nuclide releases could result in the radioactive labelling of embryos/fetuses, including red bone marrow, at high concentrations in pregnant women near NPPs. In effect, nearby mothers could be giving birth to radioactively-contaminated offspring. High nuclide concentrations during the months before and after birth, could result in the accumulation of high radiation doses to neonates. These could be sufficiently high to explain the increased cancers, if realistic risk factors were applied for leukemia instead of current ICRP risk factors. At present, whole body risks for populations of all ages are applied; these may be a factor of ~100 too low according to the leukemia risk factors for *in utero* exposures derived from data from the Oxford Study of Childhood Cancer.

The presentation also examines which of the various radionuclide releases from NPPs in Germany may be likely to cause the increased cancers. It concludes that tritium (hydrogen-3) and carbon-14, which are among the largest emissions and which have highly unusual properties, could be likely candidates.

Die KiKK-Studie fand ein 2-fach erhöhtes Leukämierisiko und ein 1,6-fach erhöhtes Risiko für solide Tumoren bei Kleinkindern, die in der Nähe deutscher Atomkraftwerke leben. Die Studie stellte fest, daß die Zunahmen klar mit der Nähe zu den Kraftwerken verknüpft sind, bot jedoch keine Erklärungen zu wahrscheinlichen Mechanismen. Die Studie behauptete, daß Strahlendosen in der Nähe von Kernkraftwerken für Kleinkinder zu niedrig seien, um die beobachteten Krebsrisiken hervorzurufen, gab jedoch keine Schätzungen möglicher Strahlendosen und Risiken für Embryonen/Föten/Neugeborene und Kleinkinder¹ in der Umgebung von Kernkraftwerken. Dagegen stellen englische Regierungsberichte fest, daß offizielle Schätzungen für Dosen und Risiken von internen (radionuklid) Strahlern sehr große Unsicherheiten enthalten können. Folglich können auch die geschätzten Strahlendosen aus AKW-Emissionen große Unsicherheiten enthalten – genug, um Strahlung als Ursache für die Anstiege der Krebserkrankungen in der KiKK-Studie zu sehen.

Die Zunahme der Krebsfälle könnte auf hohe Ingestion von Radionukliden von Schwangeren in der Umgebung von AKWs zurückzuführen sein. Nuklid-Freisetzen durch AKWs sind sehr episodisch und nicht kontinuierlich: ein plötzlicher

¹ Page ix of the summary of the KiKK technical report indicates doses for a 50 year old person living 5 km from a NPP: 0.0000019 mSv/yr at Obrigheim, and 0.00032 mSv/yr at Gundremmingen. As to risk, the KiKK study mentions an ERR=0.5 per Gy/yr for adults.

¹ Seite ix der Zusammenfassung des technischen Berichts der KiKK-Studie gibt Dosen für eine 50 Jahre alte Person an, die 5 km von einem AKW entfernt wohnt: 0,0000019 mSv/Jahr in Obrigheim und 0,00032 mSv/Jahr in Gundremmingen. Bezüglich des Risikos nennt die KiKK-Studie ein ERR=0,5 pro Gy/Jahr für Erwachsene.

Anstieg von Nuklid-Emissionen könnte Embryonen/Feten, einschließlich des roten Knochenmarks, bei hohen Konzentrationen in der Schwangeren radioaktiv markieren. Mütter in der Nähe von AKWs könnten also radioaktiv kontaminierten Nachwuchs zur Welt bringen. Hohe Nuklidkonzentrationen während der Monate vor und nach der Geburt könnten für Neugeborene zu einer Akkumulation hoher Strahlendosen führen. Diese könnten genügend hoch sein, um die Zunahme an Krebsfällen zu erklären, wenn statt der gängigen ICRP-Risikofaktoren realistische Risikofaktoren für Leukämie angesetzt würden. Gegenwärtig werden Ganzkörperrisiken für Populationen aller Altersstufen angesetzt; sie sind vielleicht um den Faktor ~100 zu niedrig, wenn nach den Leukämierisikofaktoren für Exposition *in utero* vorgegangen würde, die sich aus den Daten der Oxford Study of Childhood Cancer ergeben.

Der Vortrag untersucht auch, welche der verschiedenen emittierten Radionuklide bei den deutschen AKWs vermutlich den Krebsanstieg verursachen und kommt zu dem Schluß, daß Tritium (H_3) und Kohlenstoff-14 wahrscheinliche Kandidaten sind, denn sie werden mit am meisten emittiert und haben sehr ungewöhnliche Eigenschaften.

Siehe auch Materialien Seite 18.

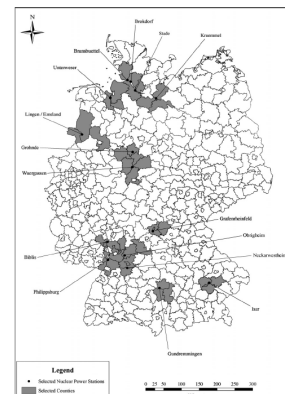
A possible mechanism to explain increased KiKK leukemias?

Dr Ian Fairlie
Consultant on Radiation in the Environment
London
United Kingdom

1

Part 1: KiKK Study

- large epidemiology study of cancer incidence near NPPs
- 2.2 fold increase in child leukemias
- 1.6 fold increase in solid cancers
- linked to living near NPPs
- findings accepted by BfS



KiKK Report – good epidemiology, but

- No estimates of likely doses/risks to embryos/fetus/infants
- No discussion of radiation aetiology
- Refusal to divulge detailed information re each NPP

Possible Causes

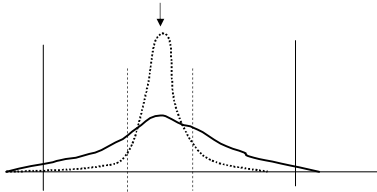
- Coincidence X
 - Population mixing X
 - Exposure to chemicals X
 - Exposure to fungi ?
 - Exposure to radiation ?
 - Combined radiation + chemicals/infections ?
- KiKK study *said* estimated radiation doses/risks were too low

Large Uncertainties in estimated doses/risks near NPPs

- Environmental models (behaviour of nuclides in environment)
- Biokinetic models (uptake and retention of nuclides in humans)
- Dosimetric models (convert Bq to mGy; mSv)
- Weighting factors (tissue W_T and radiation W_R)
- Apply a risk model (ICRP model from Japanese data)
- Higher risks in infants?
- Higher risks from *in utero* exposures?

= OFFICIAL DOSES/RISKS HAVE MANY UNCERTAINTIES see CERRIE Report www.cerrie.org

Uncertainty Distributions in Dose Estimates



Uncertainties in Biokinetic Parameters

Leggett RW (2001) Reliability of the ICRP's dose coefficients for members of the public. 1. Sources of uncertainty in biokinetic models. Radiation Protection Dosimetry Vol. 95, No 3, pp 199-213.

Biokinetic Parameter	Range (95th/5th)
% Absorption of Cs oxides to blood from GI	2
% Ret'n of blood Pu - bone surfaces >10 y	5
% Retention of blood Sr in liver/skeleton >10 y	10
% Retention of insoluble particles (1 µm AMAD) in pulmonary region after 10 y	100
% Retention insol particles (1 µm) in TB > 1 y	1,000
% Absorption of Pu oxides to blood from GI	2,000
% Retention of blood Cs in body after 5 y	10,000,000
% Retention insol particles (1 µm) in TB >10 y	100,000,000

Uncertainties in Dose Coefficients

Coopers LHJ, Harper FT, Harrison JD, Hira SC, Khan BCP, Cooke RM (1996) Probabilistic Accident Consequence Uncertainty Analysis. Uncertainty Assessment for Internal Dosimetry. Main Report. Prepared for U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC 20555-0001, USA. And for Commission of the European Communities, DG XII and XI, B-1049 Brussels Belgium. NUREG/CR-6571 EUR 16773.

Nuclide	Intake	Organ	U Range = (ratio of 95th/5th percentiles)
Cs-137	ingestion	red bone marrow	4
I-131	inhalation	thyroid	9
Sr-90	ingestion	red bone marrow	240
Pu-239	ingestion	red bone marrow	1,300
Sr-90	inhalation	lungs	5,300
Ce-144	inhalation	red bone marrow	8,500
Pu-239	ingestion	bone surface	20,000

Therefore radiation could be a cause – but not discussed

(would discredit official models?)

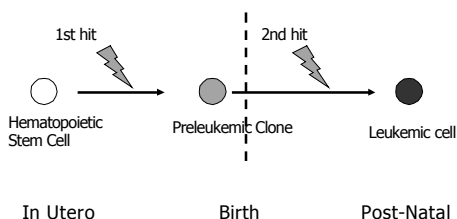
KiKK: Increased leukemias strongly associated with NPPs

- Direct gammas and neutrons from the reactor?
- Skyshine from reactor?
- Workers bringing contamination into their homes?
- Reactor emissions/discharges?
- Cooling tower emissions?

A possible biological mechanism to explain KiKK findings

- episodic spikes in NPP releases
- high concentrations of radionuclides incorporated during pregnancy
- large doses to small organs in embryos
- resulting babies are born pre-leukemic:
- later develop full leukemia

Model for Leukemogenesis in Children (from Roessig)

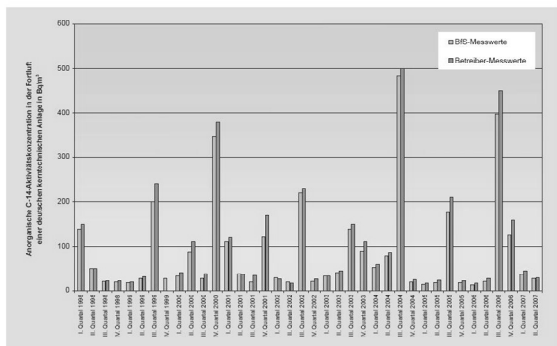


3rd Stage – Doses?

- very few data on fetal doses: OSCC average abdomen dose = ~ 10 mGy
- KiKK stated 0.32×10^{-3} mSv/yr to adults near Gundremmingen
- >1000 x lower
- doses to embryos/fetuses from nuclide uptakes during pregnancy not estimated by KiKK
- similarly, organ doses to red bone marrow

1st Stage – Environmental Emissions

- large release of gases when reactors opened up
- H-3 (in radioactive water vapour) ; C-14 (in CO₂ gas)
- high nuclide concentrations in biota downwind of NPPs



Vergleich der vom Betreiber und dem BfS ermittelten Kohlenstoff-14-Aktivitätskonzentrationen in der Fortluft am Beispiel eines süddeutschen Druckwasserreaktors (KW Neckarwestheim 2)

4th Stage – Leukemia Risks 1

- even we had correct dose, would not explain observed KiKK leukemias, if we used the current risk factor for leukemia
- current leukemia risk factor is for whole body exposures, to population of all ages
- correct to use this for embryos/fetuses?
- if not, what should we use?

4th Stage – Leukemia Risks 2

(UNSCEAR 2000: table 33) (Wakeford, 2008)

From OSCC, derive ERR of 51 per Gy for in utero exposures from X-rays (Wakeford, 2008)

Apply this to UK baseline absolute risk of childhood cancer of 1,577 per million births

ie $51 \times 1,577 \div 1,000,000 = 0.08$ (Wakeford, 2008)

Derive an Excess Absolute Risk (EAR) of 8% per Gy

But current UNSCEAR leukemia risk (whole body, all ages, using linear-quadratic dose-response) is 0.05% per Sv (UNSCEAR 2000: table 33)

Ie > 100 times too low

2nd Stage – Human Intakes

1. via inhalation, skin absorption, ingestion of contaminated food and water
2. in pregnant women, temporarily high nuclide concentrations are incorporated straight into embryos/fetuses (including bone marrow)
3. these high concentrations are now permanent
4. ie possible high radiation exposures

So, we don't know

- (a) the doses to embryos/fetuses, and
- (b) what risk factor to apply

Ask BfS for estimates of doses and risks to exposed embryos, and the uncertainties involved ?

“We conclude that there is strong evidence that low dose irradiation of the fetus *in utero*, particularly in the last trimester, causes an increased risk of cancer in childhood.”

Doll R and Wakeford R (1997) Risk of childhood cancer from fetal irradiation. Br J Radiol; 70: 130-9

Main Nuclides from NPPs (1990 - 1997) TBq

data from UNSCEAR 2000 *has cooling tower(s) red =BWR

	C-14 to air	H-3 to air	H-3 to river	Kr-85 to air	
Biblis A*+B*	730	660	29400	2281	33071
Brokdorf	370	390	18000	347	19107
Brunsbüttel	230	35	210	720	1195
Emsland*	480	1600	15,000	160	17240
Grafenheinfeld **	370	190	22,000	100	22660
Grohnde **	380	660	22,000	194	23234
Gundremmingen B*+C*	1100	1,100	8,800	120	11120
Isar 1+2*	680	475	20,430	1115	22700
Krummel	120	340	480	225	1165
Neckarwestheim 1*+ 2	510	180	33000	1227	35017
Obrigheim	60	98	4900	1150	6208
Phillipsburg 1*+2*	680	256	19470	507	20913
Stade	72	1000	11000	1760	13832
Unterweser	9	320	13000	2950	16279
TOTALS	5802	7483	217817	12856	

Which Nuclides are Hazardous?

(after Gerald Kirchner)

Tritium = ✓ Carbon-14 = ✓

1. large releases to environment ✓ ✓
2. rapid nuclide transport and cycling in biosphere ✓✓
3. high solubility ✓
4. many environmental pathways to humans ✓✓
5. rapid molecular exchange rates (ie very fast intakes) ✓
6. high uptake to blood after intake ✓
7. organic binding in biota ✓✓
8. long biological half-life in humans ✓✓
9. long radiological half-life ✓✓
10. global distribution ✓✓
11. long nuclide decay chains with radiotoxic daughters
12. high radiotoxicity (ie large dose coefficient)

Part 2: Radionuclide Emissions

Main Radioactive Releases from NPPs

- Tritium (radioactive isotope of H) H-3
- Noble gases (mainly Kr-85, Ar-41, Xe-133)
- Carbon-14
- Iodine-131, Iodine-129
- very small amounts of other nuclides

What is tritium?

- the radioactive isotope of hydrogen
- water consists of H-O-H (H₂O)
- it is water which is radioactive
- not something dissolved in water, but water itself

Main Releases from all NPPs in Deutschland in 2003

TBq = 10¹² Bq = 1,000,000,000,000 Bq

H-3 to rivers	220
Kr-85 to air	13
H-3 to air	7.5
C-14 to air	5.8

Unusual Tritium Properties

- Extreme mobility, exchangeability, and binding with organic materials
 - Very short range beta particle, so damage depends on exact location in cell. Eg DNA?
 - Tritium often described as a “weak” emitter, but “weak” beta particles are 2-3 times more dangerous than “strong” emitters
 - No recognition given to tritium’s ability to incorporate in organic molecules over longterm
- RESULT: Official models for tritium significantly underestimate its doses and risks

Reactor Type: Tritium Releases

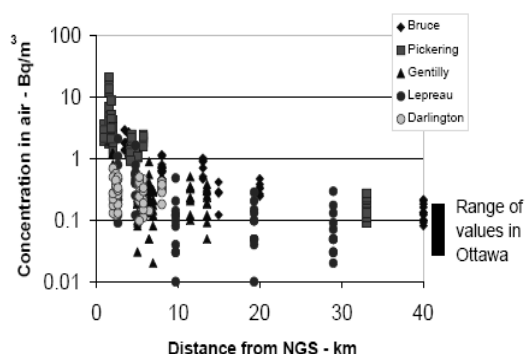
typical releases source: UNSCEAR (2000)

Reactor Type	TBq per GW(e) yr
Heavy Water (HWR)	670
Pressurised Water (PWR)	20
Boiling Water (BWR)	2

Conclusions

- high tritium concentrations in air moisture, food, water near NPPs
- high exposures to nearby residents
- possible increases in cancers

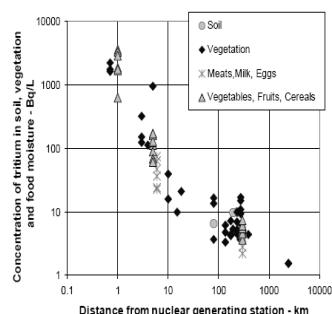
Tritium in air



Precautionary Principle

- scientific uncertainty should NOT be an excuse for inaction
- if reasonable evidence of toxic effects, should take precautionary steps
- ie health warnings near NPPs?

Tritium in Food Moisture



Recommendations

1. Use the Precautionary Principle
2. Further epidemiology studies (in EU)
3. Advise local residents of risks
4. Health warning signs near NPPs
5. Rethink plans to build new NPPs

Annual tritium intakes by people near Canadian NPP

Source	Bq/year
Water in food	850,000
Air Inhalation	84,000
Water in drinks	55,000
Skin absorption	33,000
Swimming	2,400
OBT in food	~53,000
TOTAL	~1,000,000

Dosisbestimmung für die Bevölkerung bei Atomkraftwerken: Modellrechnung und Realität am Beispiel Krümmel – Estimating Population Exposure by Nuclear Power Plants: Theoretical Simulation versus Reality Studied at the Krümmel Site

Inge Schmitz-Feuerhake

Mitglied der vormaligen schleswig-holsteinischen und nieders. Kommissionen zur Aufklärung der Elbmarschleukämien, Köln

Zusammenfassung

Bei der chronischen Exposition einer Bevölkerung durch radioaktive Stoffe kommt es durch mehrere Wirkungsketten zur Induktion von Leukämieerkrankungen: durch Bestrahlung im Mutterleib, durch Bestrahlung der Individuen selbst und über die Keimbahn der Eltern. Die erforderliche Dosis für einen statistisch erkennbaren Effekt ist daher wesentlich kleiner als offiziell vorausgesetzt. Die Dosis kann nicht direkt gemessen werden und wird daher anhand der Emissionen berechnet. Die dabei verwendeten Modellparameter weisen hohe Unsicherheiten auf. Die behauptete „Konservativität“ der Ergebnisse ist unbewiesen. Eine messtechnische Überprüfung der errechneten Dosiswerte durch die Umgebungsüberwachung ist ebenfalls nicht möglich. Im Fall Krümmel liegen gemessene Abweichungen von den berechneten Dosiswerten vor. Die Verdopplungsdosis für Kleinkinder unter 5 Jahre lässt sich nach Angaben aus der Literatur für externe Bestrahlung (Gamma, Röntgen) zu etwa 10 mSv abschätzen. Für den in der KiKK-Studie gefundenen Effekt einer Leukämieerhöhung um 27 % würden daher zusätzliche 0,6 mSv pro Jahr ausreichen. Die verbleibende Diskrepanz zwischen amtlich ermittelter Dosis und beobachtetem Effekt lässt sich ohne weiteres durch die Unsicherheiten der bei der Dosisberechnung verwendeten Parameter erklären, im Fall Krümmel ferner durch die real festzustellenden Umgebungscontaminationen.

Abstract

Chronic exposure of a population by radioactivity will generate leukaemia by different induction chains: by irradiation in utero, by irradiation of the individual itself and by affecting the gonads of the future parents. The necessary dose for a statistically observable effect is therefore essentially lower than claimed by the officials. The dose is not directly measurable and is therefore calculated from the emissions. The parameters used in this simulation are highly unsure. The claimed “conservatism” of the results is not proven. A confirmation of the derived dose values by measure-

ments in the program of immission control is also not possible. In the case of the Krümmel plant there are measurable deviations from the calculated dose values. The doubling dose for children aged below 5 years for exposure to penetrating radiation (gamma, x-rays) can be estimated to about 10 mSv. The leukaemia elevation by 27 % found in the German KiKK-study would therefore be inducable by 0.6 mSv per year. The remaining discrepancy between the officially assumed dose and the observed effect is explainable by the uncertainties of the parameters used in the dose calculation, in the Krümmel case also by the proven environmental contaminations.

Inhalt

Einleitung	35
I Allgemeine Betrachtungen zu Leukämieinduktion und Bevölkerungsdosis	36
I.1 Erforderliche Strahlendosis zur Leukämieinduktion bei Kleinkindern	36
I.1.1 Induktionspfade	36
I.1.2 Dosiswirkungszusammenhang für pränatale Exposition	36
I.1.3 Somatische Leukämieinduktion	37
I.1.4 Präkonzeptionelle Leukämieinduktion	38
I.1.5 Gesamtes Leukämierisiko für Kleinkinder bei chronischer Bevölkerungsexposition	39
I.2 Das Regelwerk zur Einhaltung von Grenzwerten für die Bevölkerung	39
I.3 Unsicherheiten der Ausbreitungsrechnung	41
I.4 Unsicherheiten der Dosisfaktoren	42
I.4.1 Generelle Vorgehensweise	42
I.4.2 Dosimetrie für Entwicklungs- und frühkindliche Stadien	42
II Untersuchungen beim Atomkraftwerk Krümmel	43

II.1 Kindliche Leukämiefälle im 5 km-Umkreis	43
II.2 Widersprüche zwischen Immission und Emission beim KKK	45
Schlußfolgerungen	47
Referenzen	47

Einleitung

Die auffälligste Erhöhung kindlicher Leukämiefälle ist bekanntlich beim Atomkraftwerk Krümmel aufgetreten. Nach Angaben des Mainzer Kinderkrebsregisters betrug sie, auf 10 Jahre gemittelt, Anfang der 90er Jahre 770 % im 5 km-Umkreis (Kaletsch et al. 1995). Sie lag damit 28 mal höher, als sich jetzt mit 27 % im Untersuchungszeitraum der KiKK-Studie für Kleinkinder ergab. Zur Untersuchung der Ursache wurden 1992 Kommissionen eingesetzt durch die Länder Schleswig-Holstein, wo die Aufsichtsbehörde sitzt, und Niedersachsen, wo am niedersächsischen Elbufer die ersten Fälle bekannt wurden.

Die Frage, ob die Diskrepanz zwischen beobachtetem Effekt und Dosisangabe von Betreibern und Behörden ein echtes Argument zum Ausschluss der Strahlenursache sein könne, wurde detailliert bearbeitet und beantwortet, u.a. durch ein umfangreiches strahlenbiologisches Gutachten¹.

Aus der Aufarbeitung des strahlenbiologischen Erkenntnisstandes folgt zunächst, dass eine wesentlich kleinere Strahlendosis als behauptet für den Effekt erforderlich ist. Diese wird dennoch nicht erreicht, wenn die offizielle Dosisbestimmung zutrifft. Ein Widerspruch ist trotzdem nur scheinbar gegeben, er kann sich aus folgenden Gründen auflösen:

1. Es kann zu unkontrollierten Radioaktivitätsabgaben kommen, da nur die Betreiber die Emissionen kontinuierlich und vollständig zu messen haben.

¹ Stevenson, A.F.G., Institut für Toxikologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: Strahlenbiologisches Gutachten zur Ermittlung des Standes wissenschaftlicher Erkenntnisse und der Verlässlichkeit der Strahlenschutzbestimmungen unter besonderer Berücksichtigung der Belastung durch Radioaktivität in der Umgebung von Kernkraftwerken und zur Frage der Strahleninduktion kindlicher Leukämien, durchgeführt im Auftrag des Ministeriums für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein. Kiel 2001

2. Die Bevölkerungsdosis kann nicht direkt gemessen werden. Sie muss über eine Modellrechnung mit sehr vielen Parametern bestimmt werden. Die Fehler der Rechnung sind unbekannt.

Die Behauptung der Behörden, die Dosisermittlung sei „konservativ“, d.h. auf der sicheren Seite liegend, trifft nicht zu. Ein umfangreiche wissenschaftliche Literatur befasst sich seit Jahren mit den Unsicherheiten bei der Berechnung der Ausbreitung der radioaktiven Stoffe in der Luft, dem Transport in der Umwelt bis zu den Nahrungsmitteln (Kuh-Milch-Weidepfad usw.) und dem Stoffwechsel der Nuklide im menschlichen Körper – alles für die Dosisbestimmung notwendige Größen.

Im „Strahlenbiologischen Gutachten“ wurden daher auch genau diese Fragen untersucht. Insbesondere auf Grund der Beiträge durch die Autoren Hinrichsen, Kuni, Schmitz-Feuerhake, Scholz und Schumacher, die auch Mitglieder der verschiedenen behördlich einberufenen Expertenkommissionen zum Fall Krümmel waren, kommt das Gutachten zu dem Schluss, dass die Einhaltung der Überwachungsvorschriften keinen Ausschluss der Strahlenursache garantieren kann. Offizielle Konsequenzen wurden allerdings aus dem Gutachten nicht gezogen.

Mit den Fehlern der offiziellen Annahmen über die Dosis und die Dosiswirkungszusammenhänge bei inkorporierter Radioaktivität befasst sich auch eine Publikation der Gesellschaft für Strahlenschutz im Auftrag von BUND, IPPNW und BI Lüchow-Dannenberg aus dem Jahre 2000, die anlässlich der Novellierung der Strahlenschutzverordnung erstellt wurde (Dannheim et al. 2000).

Die Ergebnisse über die Lücken in der Radioaktivitätsüberwachung – untersucht am Beispiel Krümmel – wurden außerdem separat publiziert (Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

Die folgende Ausführungen beruhen auf den genannten Veröffentlichungen und weiteren Untersuchungen, die im Rahmen der Kommissionsarbeit unternommen wurden. Sie gliedern sich in einen allgemeinen Teil, der für das Gesamtproblem der Kinderleukämien bei deutschen Atomkraftwerken beachtet werden sollte, und einen speziellen Teil, der sich mit der Dosiswirkungsbeziehung bei Krümmel im Raum Geesthacht befasst.

I Allgemeine Betrachtungen zu Leukämieinduktion und Bevölkerungsdosis

I.1 Erforderliche Strahlendosis zur Leukämieinduktion bei Kleinkindern

I.1.1 Induktionspfade

In der KiKK-Studie des Mainzer Kinderkrebsregisters (Kaatsch et al. 2007) wird als Verdopplungsdosis für Leukämie ein Wert von 2 Sv angegeben. Die Verdopplungsdosis ist diejenige Dosis, die bei Bestrahlung eines Kollektivs die gleiche zusätzliche Anzahl von Erkrankungen induziert, wie der Spontanrate entspricht. Das relative Risiko beträgt dann 2. Als Spontanrate dient in diesem Fall die beobachtete Inzidenz für die entsprechende Altersgruppe, also der Mittelwert in Deutschland.

Der angegebene Wert ist in grotesker Weise zu hoch, er könnte allenfalls für bestrahlte Erwachsene herangezogen werden. Das ist den Autoren bekannt, denn sie haben selbst in der Niedersachsen-Studie ein erhöhtes Leukämierisiko nach diagnostischem Röntgen gefunden, wie es mit obiger Annahme nicht möglich wäre (Kaletsch et al. 1995).

Die Fachwelt hat bisher keine angemessene Abschätzung einer Verdopplungsdosis für Kleinkinder bei chronischer Exposition diskutiert und vorgelegt. Kuni hat im Strahlenbiologischen Gutachten für Kinder im Alter bis zu 15 Jahren eine Verdopplungsdosis von 20 mSv abgeleitet (Kuni 2001).

Da es bei der KiKK-Studie nur um Kinder geht, die bis zum Alter von 5 Jahren erkranken, die Latenzzeiten bei Leukämie aber bis 15 Jahre nach Bestrahlung dauern (Abb.1), muss eine Abschätzung für die Häufigkeit der Leukämiefälle vorgenommen werden, die innerhalb der Altersklasse 0–unter 5 Jahre eintreten.

Die Induktion von Leukämie durch ionisierende Strahlung kann auf vierfache Weise erfolgen:

- Pränatal – durch Bestrahlung des Embryos oder Fötus im Mutterleib
- Somatisch – durch Bestrahlung des Kindes selbst
- Genetisch/präkonzeptionell – über die Keimbahn von Mutter oder Vater

Daher ist nicht nur die Dosis des Knochenmarks bei den Kindern sondern auch diejenige der Embryonen und Föten sowie der Gonaden der Eltern maßgeblich.

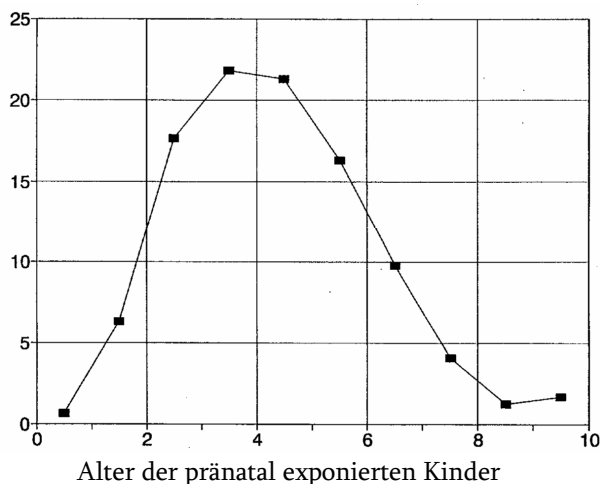
Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

I.1.2 Dosiswirkungszusammenhang für pränatale Exposition

In den 50er Jahren begann die englische Sozialmedizinerin Alice Stewart ein Projekt zur Ursachenforschung für kindliche Krebserkrankungen, den Oxford Survey of Childhood Cancers (OSCC). Dabei fand sie, dass schon sehr geringe Strahlendosen Leukämie erzeugen können, nämlich nach Bestrahlung im Mutterleib. Es ergab sich, dass Kinder von Müttern, die während der Schwangerschaft geröntgt worden waren, vermehrt an Leukämie erkrankten (Stewart et al. 1958). Dieser Befund wurde sehr lange in der Fachwelt bestritten. Seit wenigen Jahren gilt er als gesichert. Es bedurfte zahlreicher Bestätigungen in weiteren Untersuchungen über 40 Jahre und mehr, ehe dieser für den offiziellen Strahlenschutz unerwünschte Effekt anerkannt wurde (UNSCEAR 1996; ICRP 2003, BEIR 2006). In die behördlichen Risikoschätzungen für Reaktorbetrieb und -unfälle ist er dennoch bis heute nicht eingegangen, obwohl sich die vorgeburtlichen Stadien danach als die strahlenempfindlichsten darstellen.

Aus dem OSCC ergibt sich ein absolutes Leukämierisiko gemittelt über die gesamte Schwangerschaft für Leukämie von 1300 Fällen auf 10000 Personen pro Sv (Gilman et al. 1989). Die Erkrankungen erscheinen innerhalb von 8 Jahren nach der Geburt (Abb.1). Bei Exposition im ersten Trimester ist der Effekt dreimal so hoch wie im letzten.

Abb.1 Relative Häufigkeit der Leukämieerkrankungen nach pränataler Exposition durch diagnostisches Röntgen in Abhängigkeit von der Zeitdauer nach Geburt



Im Alter bis zu 5 Jahren würden nach Abb.1 nur 67% der induzierten Leukämiefälle auftreten.

Geht man davon aus, dass die Zahl der jährlichen Schwangerschaften in einer Bevölkerung gleich ist wie die Anzahl der unter Eins-Jährigen sowie jeweils der Einjährigen, Zweijährigen bis Vierjährigen, so macht der Anteil Schwangerschaften im Vergleich zur 0-4jährigen Bevölkerung $1/5 = 20\%$ aus. Die Exposition im Mutterleib (9 Monate lang) beträgt nur 75 % im Vergleich zu jährlicher Exposition der Kinder. Das Risiko verteilt sich ferner auf 5 Jahre. Somit errechnet sich bei chronischer Bestrahlung einer Bevölkerung das jährliche absolute Risiko durch vorgeburtliche Exposition für Leukämie in der Altersklasse 0- unter 5 Jahre zu

$$0,67 \times 0,2 \times 0,75 \times 1300 \cdot 10^{-4} \cdot 0,2 \text{ Sv}^{-1}\text{a}^{-1} = 26,1 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}\text{a}^{-1} \quad (\text{a Jahr})$$

Die Inzidenz akuter Leukämien bei Kindern im Alter 0- unter 5 Jahre in der BRD betrug 1989 nach Angaben des Mainzer Kinderkrebsregisters $7,7 \cdot 10^{-5}\text{a}^{-1}$ (Haaf et al. 1989). Würde man annehmen, dass der gesamte Leukämieeffekt auf vorgeburtliche Exposition zurückgeht, ergäbe sich daraus eine Verdopplungsdosis von 30 mSv. Gemeint ist hier die embryonale bzw. fötale Dosis.

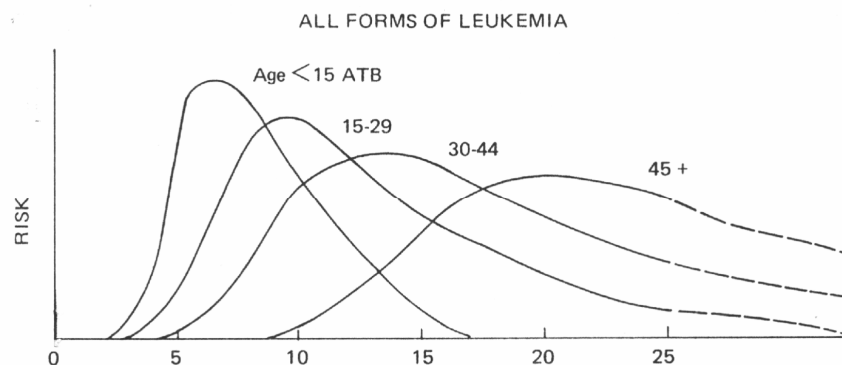
1.1.3 Somatische Leukämieinduktion

Das bevorzugte Referenzkollektiv für strahleninduzierte Krebserkrankungen sind die Überlebenden der Atombombenabwürfe auf Hiroshima und Nagasaki. Für unsere Fragestellung ist die Datenlage zweifelhaft, da das amerikanisch-japanische Forschungsinstitut in Hiroshima seine Arbeit erst im Jahre 1950 begann und somit die systematische Erforschung der ersten 5 Jahre nach Exposition fehlt, in der ein großer Anteil der Kinder mit Leukämie bereits verstorben sein dürfte.

Aber auch in den erhobenen japanischen Daten zeigt sich, dass Kinder wesentlich strahlenempfindlicher sind als Erwachsene. Die Verdopplungsdosis für Kinder bis zu 10 Jahren ergab sich zu 50 mSv (Finch & Finch 1990). Die zeitliche Verteilung der Latenzzeiten in Abhängigkeit vom Lebensalter bei Exposition zeigt Abb.2. Offensichtlich werden die Latenzzeiten umso kürzer, desto geringer das Alter bei Bestrahlung ist. Die Kurve für Kinder unter 15 Jahren ist jedoch aus den angegebenen Gründen im Zeitraum bis 5 Jahren nicht verlässlich. Hier kann man Angaben aus Kollektiven heranziehen, die aus therapeutischen Gründen in frühem Lebensalter bestrahlt wurden. Bei Kindern, die im Alter von 0-15 Jahren wegen Tinea capitis (Pilzerkrankung der Kopfhaut) mit Röntgenstrahlung behandelt wurden, zeigte sich die maximale Leukämierate etwa 4 Jahre nach Bestrahlung und 50 % aller Fälle erschienen in diesem Zeitraum (Albert & Omran 1968; Ron et al. 1988). Die therapeutischen Kollektive kann man für Risikoangaben nicht heranziehen, da die Dosen für das Knochenmark so hoch war, dass als konkurrierender Effekt die Zellabtötung wirksam wird, die die Krebsinduktion weitgehend unterdrückt.

Um dennoch ein somatisches Risiko für den Altersbereich 0-unter 5 Jahre abzuleiten, wird angenommen, dass das Risiko für das Kleinkind von dem des exponierten Föten im letzten Trimester der Schwangerschaft bis zur Exposition mit fünf Jahren linear mit dem Alter abnimmt. Das Risiko für das letzte Trimester entnehmen wir dem OSCC, es ist wegen der höheren Empfindlichkeit in der frühen Entwicklungsperiode (s. oben) zur Hälfte des mittleren Risikos anzusetzen, entsprechend 650 Fälle auf 10000 Exponierte pro Sv.

Abb.2 Zeitlicher Verlauf des Auftretens der Leukämiefälle bei den japanischen Atombombenüberlebenden von Hiroshima und Nagasaki (Finch & Finch 1990) (Zeitangaben in Jahren, ATB at time of the bombing)



Das absolute Leukämierisiko für Kinder von 5 Jahren bei Exposition wurde im BEIR-Report V (1990) aus den Hiroschimadaten zu $6,5 \cdot 10^{-4} \text{Sv}^{-1} \text{a}^{-1}$ abgeleitet und erstreckt sich über 10 Jahre, somit erhält man insgesamt $65 \cdot 10^{-4} \text{Sv}^{-1}$. Zusätzlich wird berücksichtigt, dass das japanische Kollektiv einer sehr hochenergetischen Gammastrahlung ausgesetzt war, deren Relative Biologische Wirksamkeit deutlich niedriger anzusetzen ist als bei medizinischer Röntgenstrahlung (Straume 1995). Der Unterschied beträgt mindestens einen Faktor 2, damit erhöht sich der Risikowert für 5-Jährige auf $130 \cdot 10^{-4} \text{Sv}^{-1}$.

Ausgehend von den 650 Einheiten für das vorgeburtliche Stadium wird für jedes folgende Lebensjahr das absolute Risiko linear extrapoliert bis zum Alter von 5 Jahren, wo es 130 beträgt. Anschließend wird für jedes Alter von 0 bis 4 Jahre der Anteil bestimmt, der in den restlichen Jahren bis zum Erreichen des 5. Lebensjahrs zu erwarten ist. Dann muss wieder eingerechnet werden, dass auf jede Altersgruppe nur 1/5 der bestrahlten kindlichen Population bis 5 Jahre entfällt. Als jährliches absolutes Risiko ergibt sich ein Wert von $27,6 \cdot 10^{-4} \text{Sv}^{-1} \text{a}^{-1}$, wobei die Dosis auf das rote Knochenmark als dem blutbildenden System bezogen ist.

Würde man wiederum annehmen, dass der gesamte beobachtete Effekt somatisch ist – wie bei offiziellen Risikoschätzungen angenommen – würde die Verdopplungsdosis für die Kinder bis zu 5 Jahren ebenfalls etwa 30 mSv betragen, bei chronischer Exposition würde eine Knochenmarksdosis in dieser Höhe auf 5 Jahre

verteilt – also 6 mSv pro Jahr – ausreichen, um die Leukämierate zu verdoppeln. Für eine Erhöhung um 27 %, wie in der KiKK-Studie erhalten, würde eine jährliche Dosis von 1,6 mSv pro Jahr ausreichen. Das ist nur 5,4 mal mehr als der Dosisgrenzwert von 0,3 mSv pro Jahr. Keinesfalls ergibt sich ein Faktor 1000 wie offiziell behauptet.

I.1.4 Präkonzeptionelle Leukämieinduktion

Die kindlichen Leukämien bei der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield wurden durch Gardner und Mitarbeiter in einer Fall-Kontrollstudie (1990) durch die väterliche Exposition in der Anlage erklärt. Die Fachwelt hat bislang einen solchen genetischen Effekt nicht akzeptiert, obwohl er sowohl aus Säugetierexperimenten bekannt ist und auch in früheren epidemiologischen Studien gefunden wurde. Nach den Gardnerschen Ergebnissen wurde er in England durch 2 weitere Studien an beruflich Strahlenexponierten bestätigt. Angaben aus der Literatur sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Diese Befunde zeigen einen eindeutigen Effekt, die zugrundeliegende Dosis ist allerdings nur sehr schwer abzuschätzen. Gardner hat sowohl die gesamte gemessene akkumulierte Dosis der Beschäftigten betrachtet als auch eine kürzere Expositionszeit vor Konzeption, da man davon ausgehen muss, dass im wesentlichen nur die postmeiotischen Teilungsstadien der Keimzellen strahlenempfindlich sind. Die Zykluszeit für die Spermatogenese beträgt etwa 74 Tage (Austin 1976).

Tab.1 Genetischer Effekt/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosisbestrahlung

Bestrahltes Kollektiv	Krankheit	Gonadendosis mSv	Relatives Risiko	Verdopplungsdosis mSv
Seascale Väter (Gardner u.a.1990)	Leukämie + Lymphome “ “	200 10 “	7	33
alle Stadien der Spermatogenese			7	1,7
6 Monate vor Konzeption			1,9	
Sellafield Arbeiter (Dickinson, Parker 2002)			3,2	
Beruflich exponiert W.Cumbria (McKinney u.a.1991)				
Präkonzeptionelle Röntgendiagnostik				
Väter (Graham u.a.1966)	Leukämie	5*	1,3	17
Väter (Shu u.a.1988)	Leukämie	3-30	1,4-3,9	
Väter (Shu u.a.1994)	Leukämie		3,8	
Mütter (Stewart u.a.1958)	Leukämie	5*	1,7	7
Mütter (Graham u.a.1966)	Leukämie	5*	1,7	7
Mütter (Natarajan, Bross 1973)	Leukämie	5*	1,4	12,5
Mütter (Shiono u.a.1980)	Krebs	3*	2,6**)	
Berufliche Exposition (Hicks u.a.1984)	Krebs		2,7	

*) Die gekennzeichneten Dosiswerte sind durch Verfasserin geschätzt

**) Nur Kinder bis zu 7 Jahren untersucht

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz

Symposium, Berlin 28. September 2008

Nach den Befunden von Gardner in Tabelle 1 würde eine Jahresdosis von 20 mSv die Leukämien im Kindesalter bei den jährlich gezeugten Kindern um den Faktor 6 erhöhen. Bei einer Spontanrate von 3 Fällen auf 100000 Kinder pro Jahr ergibt sich ein absolutes Risiko von $13500 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ in 15 Jahren. Bei gleichbleibender Bevölkerungszahl beträgt die Anzahl der jährlich gezeugten Kinder 1/15 der gesamten kindlichen Bevölkerung, somit beträgt das absolute Risiko in der Gesamtbevölkerung in 15 Jahren $900 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$. Unter der Voraussetzung, dass Kinder unter 5 Jahren zu 1/3 davon betroffen sind, erhält man $300 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$, bzw. $20 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf das Jahr gerechnet.

Die Induktion über die Mutter wird hier unter dem Aspekt vernachlässigt, dass die strahlenempfindlichen Stadien der 1. und 2. Reifeteilung der Eizellen nur kurze Zeit andauern und deshalb bei chronischer Belastung nur einen sehr geringen Teil der Jahresdosis erhalten.

I.1.5 Gesamtes Leukämierisiko für Kleinkinder bei chronischer Bevölkerungsexposition

Die Zusammenfassung der abgeschätzten absoluten Risikozahlen für Kinder bis zu 5 Jahren nach I.1.2-I.1.4 ergibt einen Wert

$$Ra = (26,1 + 27,6 + 20,0) \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} = 73,7 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} = 737 \cdot 10^{-5} \text{ Sv}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}.$$

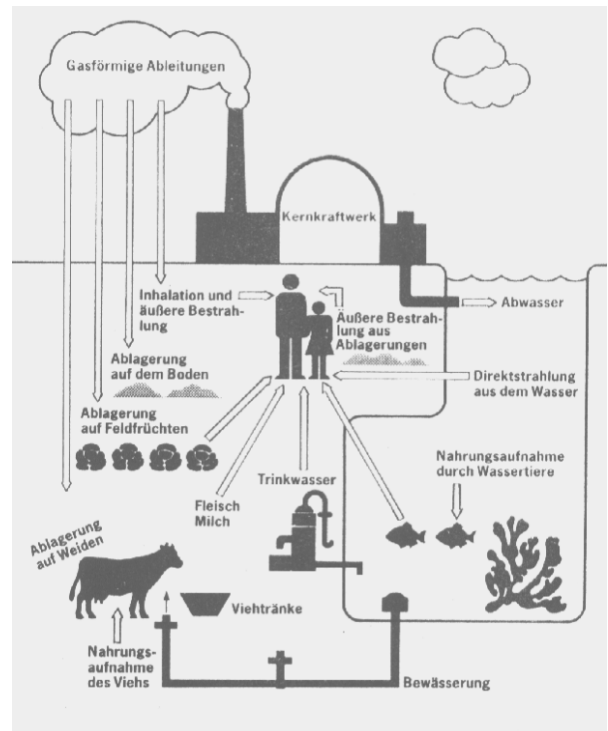
Bezogen auf die Inzidenz für (0-4)-Jährige von $7,7 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich daraus eine Verdopplungsdosis von 10,4 mSv. Danach würde über 5 Jahre eine jährliche Dosis von 2,1 mSv die Rate verdoppeln. Für die in der KiKK-Studie gefundenen 27 % Erhöhung wäre nur eine jährliche Dosis durch Atomkraftwerke im 5 km-Umkreis von zusätzlichen 0,6 mSv erforderlich. Das ist nur das Doppelte des Grenzwerts, allerdings entspricht es dem 15-fachen des für das AKW Krümmel ermittelten Maximalwertes für einen Anwohner.

I.2 Das Regelwerk zur Einhaltung von Grenzwerten für die Bevölkerung

Die Dosis ist physikalisch eine absorbierte Energie pro kg Gewebe, gemessen in Joule pro kg. Die Strahlung kann einerseits von außen in den Körper eindringen wie beim Röntgen, andererseits können in den Körper gelangte Radionuklide von innen strahlen. Beim Atomkraftwerk gibt es mehrere Belastungspfade, s. Abb.3. Durch die Emissionen in die Luft gerät der Mensch in eine Atmosphäre, die ihn von außen bestrahlt, aber ihn auch radioaktive Stoffe einatmen lässt. Die Stoffe la-

gern sich ab und gelangen in die Nahrungskette. Weiterhin gelangt Radioaktivität über das Abwasser der Anlage in den Nahrungskreislauf.

Abb.3 Radioaktive Belastungspfade in der Umgebung eines Kernkraftwerks



Die Dosis kann wegen der vielen Komponenten, aus denen sie sich zusammensetzt, und weil die Grenzwerte sehr klein sind, nicht direkt gemessen werden. Sie wird daher durch eine Modellrechnung abgeschätzt. Die einzige quantitative und kontinuierliche **Messung** bei dem ganzen Verfahren betrifft die **Emissionen** der Anlage über den Luft- und den Wasserpfad, also das, was oben am Schornstein abgegeben wird und in das Abwasser.

Die Vorgehensweise ist wie folgt: Der Dosisgrenzwert für die Bevölkerung ist 0,3 mSv/Jahr über Luft und 0,3 mSv/Jahr über den Wasserpfad. Kein Einwohner in der Umgebung darf mehr bekommen. Vor der Genehmigung einer Anlage nimmt man sich ein Modellgemisch, das typisch ist für die Art der Anlage (Druck oder Siedewasserreaktor), wobei die Radionuklide nicht alle einzeln untersucht sondern teils in Gruppen betrachtet werden. Man berechnet mit der AVV (Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung) die Nuklidkonzentration am maximalen Aufpunkt, das heisst die Konzentration an dem Ort, wo sie am höchsten ist.

Aus der Nuklidkonzentration berechnet man dann die Gamma- und Betasubmersion, d.h. die Beiträge dieser Strahlungen, die von außen in den

Menschen eindringen, der sich in dieser Atmosphäre aufhält. Eine weitere Dosis entsteht durch die Nuklide, die der Mensch an dieser Stelle einatmet. Diese berechnet man mit Hilfe der Dosisfaktoren, die die Internationale Strahlenschutzkommission ICRP für die Inhalation entwickelt hat, sie werden in Sv pro eingeatmetes Bq angegeben. Weiter braucht man noch die Ingestion, dazu berechnet man die Kontaminationen der Nutzpflanzen, die da angebaut werden und den Kuh-Milch-Weidepfad mit Hilfe sog. „Transferfaktoren“ die in der AVV aufgeführt sind. Diese geben an, wieviel Aktivität vom Boden in die Pflanze und von der Pflanze in die Kuh und von da in die Milch gelangen. Vorher muss man noch berechnen, wieviel von der Lufradioaktivität in den Boden durch trockene Ablagerung und durch Regen gelangt. Des weiteren berücksichtigt man mögliche Beiträge des Wasserpfades, beim AKW Krümmel an der Elbe spielt z. B. die Bewässerung von Ackerland eine Rolle.

Das Ganze macht man nur einmal und ausgehend von der maximalen Dosis und den zugehörigen Emissionen schreibt man den Betreibern vor, was sie maximal emittieren dürfen. Wenn sie mit ihren Abgaben für jede Nuklidgruppe innerhalb des Limits bleiben, soll dann garantiert sein, dass die Grenzwerte eingehalten werden.

In diese ganze Betrachtung gehen also sehr viele Parameter ein, die alle – von den meteorologischen bis zu den Transferfaktoren bis zu den Dosisfaktoren der ICRP – ohne Vertrauensbereich angegeben werden. Sie entsprechen in etwa Meridianwerten, d.h. man wählt Werte aus, von denen man annimmt, dass sie am häufigsten vorkommen – nicht etwa die größten Werte, die bekannt sind. Daher erhält man nicht zwangsläufig konservative Ergebnisse (manchmal muss es geschätzt werden). Konservativ sind lediglich die angenommenen Verzehrsmengen, oder bei den Dosisfaktoren ist die Referenzperson für Erwachsene ein Zwanzigjähriger, für den man die 50-Jahre-Folgedosis ermittelt, die bei einem Fünfzigjährigen dann zu einer Überschätzung führen kann. Ermittelt wird die Dosis aber nur für Erwachsene und für ein Kleinkind im Alter von 1 Jahr. Embryonen und Föten werden nicht betrachtet.

Wichtig ist zu wissen, dass ein allgemeiner Nachweis über die Konservativität der Dosisbestimmung durch dieses Verfahren nicht existiert.

Wie schon gesagt, wird die Dosis am Ort der nach dem Modell höchsten Belastung aus den ange-

nommenen Emissionen ermittelt und die wahren Emissionen müssen innerhalb der vorgegebenen Werte bleiben und darauf vom Betreiber kontinuierlich überwacht und nuklidspezifisch bilanziert werden. Wie das messtechnisch zu geschehen hat, ist in einer Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) des Bundesumweltministers vorgeschrieben.

Der normale Bürger hat vermutlich die Vorstellung, dass die Einhaltung des Grenzwerts mehrfach redundant überprüft wird. In der Tat soll die Immissionsüberwachung, die ebenfalls in der REI festgelegt ist, eigentlich eine zweite unabhängige Kontrolle darstellen. Sie ist vom Betreiber durchzuführen sowie einem zweiten davon unabhängig arbeitendem Institut. Bei näherem Hinsehen stellt sich aber heraus, dass das Messprogramm nur zum Erkennen größerer Stör- und Unfälle geeignet ist. Da es hauptsächlich nur auf Messungen der Gammastrahlung in der Umgebung basiert, lässt sich ohne weitere hypothetische Annahmen keine Dosis ableiten. Dieses wird im Strahlenbiologischen Gutachten am Beispiel Krümmel dargelegt (dort B 2) sowie in (Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

In den Berichten über die Ergebnisse der Immissionsüberwachung bei Krümmel war es sogar so, dass die Betreiber mit offensichtlicher Billigung durch die Aufsichtsbehörde bei festgestellten überhöhten Umgebungskontaminationen eine Herkunft aus der Anlage mit dem Hinweis auf die gemessenen Emissionen abgestritten haben (Strahlenbiologisches Gutachten B 1).

Auch die Reaktorfernüberwachung, die unabhängig von den Betreibern durch die Aufsichtsbehörde installiert ist, liefert keine zweite Möglichkeit, die Einhaltung der Grenzwerte zu garantieren. Sie besteht in Schleswig-Holstein ausschließlich aus kontinuierlichen Messungen der Gammadosisleistung in der Luft an verschiedenen Orten der Reaktor Umgebung. Die Behörde hat die Möglichkeit, die gespeicherten Ergebnisse zu bearbeiten und z.B. „unplausible“ Erhöhungen in der Anzeige zu löschen. Ein weiteres Kontrollprogramm der Aufsichtsbehörde, das sog. „Behördenmessprogramm“ geht über Parameter, die in der REI für die Immission vorgeschrieben sind, nicht hinaus.

Insgesamt muss man sich daher klarmachen, dass die Einhaltung des Dosisgrenzwerts für die Bevölkerung im Rahmen des vorgeschriebenen Konzeptes steht und fällt mit der korrekten Erfassung und Mitteilung der Emissionen durch die

Betreiber. Kommt es zu unkontrollierten Emissionen, die nicht zu hinreichend drastischen Anstiegen der Gammadosisleistung in der Umgebung führen, werden diese durch das vorgeschriebene Umgebungsmessprogramm und die Maßnahmen der Aufsichtsbehörde nicht zwingend erfasst.

1.3 Unsicherheiten der Ausbreitungsrechnung

Beim Normalbetrieb eines Leichtwasserreaktors, wie sie in Deutschland betrieben werden, geht man für den Luftpfad davon aus, dass die Knochenmarksdosis eines Kleinkindes oder Erwachsenen zu etwa 2 Dritteln durch äußere Gammastrahlung zustandekommt, indem die Person sich einerseits in einer radioaktiven Atmosphäre aufhält, andererseits durch im Boden abgelagerte Nuklide bestrahlt wird (Bonka 1982). Ein weiteres Drittel ergibt sich durch Ingestion, die die Person durch die aus der Luft abgelagerte Radioaktivität in der Nahrungskette erfährt. Die Inhalation der Radioaktivität ist demgegenüber vernachlässigbar.

Die Ingestion über den Wasserpfad kann erheblich höher liegen als über den Luftpfad, sofern das in den Fluss abgegebene Reaktorwasser in der Landwirtschaft oder anderweitig verwendet wird. Da das meistens nicht der Fall ist, wird dieser Pfad hier nicht diskutiert.

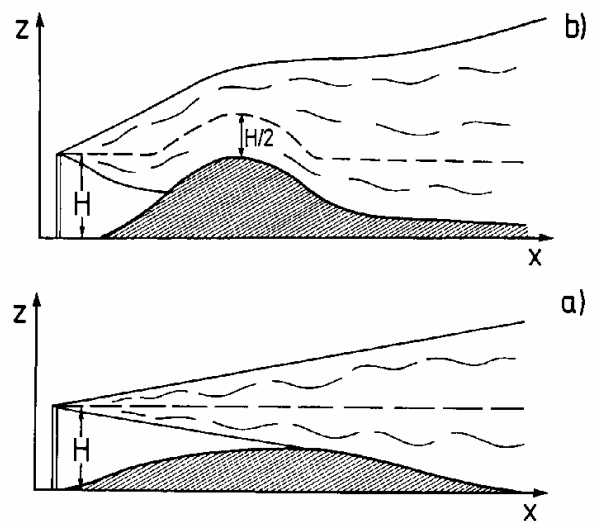
Als primäre Größe zur Dosisabschätzung spielt dann die korrekte Ermittlung der Konzentration in der umgebenden Luft des Anwohners eine große Rolle. Sie wird mittels der AVV aus der Konzentration in Schornsteinhöhe berechnet. Die luftgetragenen Radionuklide (gasförmig oder als Aerosol) würden sich auch bei Windstille durch Diffusion verdünnen. Deshalb werden vertikale und horizontale Diffusionsparameter eingesetzt, deren Größe von der Temperatur und Luftfeuchtigkeit abhängt. Die Konzentrationsverteilung soll horizontal und vertikal einer Gaußverteilung entsprechen. Man geht davon aus, dass sich die meteorologischen Verhältnisse durch 6 Diffusionskategorien A-F beschreiben lassen, deren Werte experimentell bestimmt wurden. Ferner wurden Ausbreitungskoeffizienten in Abhängigkeit von Diffusionskategorie und Emissionshöhe experimentell ermittelt. Bei der Ausbreitungsrechnung wird angenommen, dass

1. das Gelände eben ist,
2. die Emissionsrate konstant ist,
3. das meteorologische Windfeld stationär und homogen ist,

4. die Turbulenz stationär und homogen ist,
5. die Diffusion in Transportrichtung vernachlässigbar gegenüber dem horizontalen Transport ist,
6. die Schadstofffahne einmal am Boden reflektiert wird.

Sofern das Gelände nicht eben ist, soll das berücksichtigt werden, wie in Abb.4 schematisch angedeutet ist.

Abb.4 Schematische Darstellung der Korrektur des Ausbreitungsmodells aufgrund von Geländeeinflüssen bei Diffusionskategorien A bis D aus (BMU 1992)



Die Ausbreitungsparameter und Diffusionskategorien wurden aus Mittelwerten gewonnen, eine Konservativität ist deshalb nicht voraussetzbar. Eine Kritik der AVV wird in den Arbeiten von Schumacher und Hinrichsen im Strahlenbiologischen Gutachten vorgenommen (Hinrichsen 2001, Schumacher 2001). Zu den Ausbreitungsrechnungen werden in der Zusammenfassung des Gutachtens folgende Feststellungen getroffen:

„Ein gravierender Schwachpunkt des Gaußschen Modells liegt darin, dass es nur bei bestimmten orografischen Voraussetzungen Gültigkeit hat, die mehr oder minder idealisierte Bedingungen darstellen, die kaum anzutreffen sind. So können insbesondere in komplex gegliedertem Gelände oder bei Vorliegen einer komplexen Meteorologie (wie das Vorhandensein eines größeren Gewässers) Gauß-Modelle zu falschen Ergebnissen betreffend der Bestimmung der ortsabhängigen Schadstoffkonzentration in der Luft führen. Ein weiteres Problem liegt in der Anwendung vereinfachter Schemata für die genannten Ausbreitungskatego-

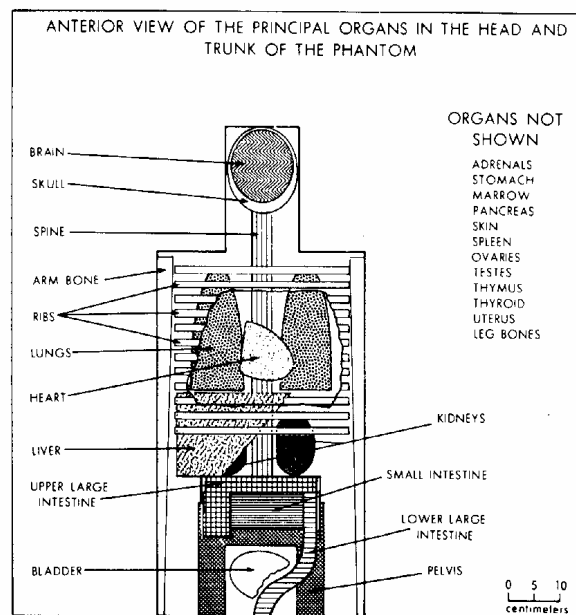
rien. Außerdem kann es zu einer Fehlzurordnung von Ausbreitungskategorien kommen. Ein Zusammenwirken dieser beiden Fehlerquellen kann zu signifikanten Unterschätzungen der Expositionen führen³. Weiterhin sind Diskrepanzen zwischen theoretisch errechneten und gemessenen Werten für die Ausbreitung von Radioaktivität in Abhängigkeit von der Emissionshöhe und Entfernung von der Quelle beobachtet worden. Die Anwendung von gemittelten Werten aus Langzeitausbreitungen für die Berechnung von Kurzzeitausbreitungen kann zu Verfälschungen und folglich Unterschätzungen führen. Von besonderem Interesse ist auch, was als Quasi-Langzeitausbreitung bezeichnet wird, charakterisiert durch eine Vielzahl von Kurzzeit-Emissionen (eine Stunde Dauer) über einen längeren Zeitraum, z.B. von einem Jahr, anstatt einer kontinuierlichen Emission. Die gesamte Jahresexposition aus der Summe solcher kurzen Emissionen kann den Grenzwert für Langzeitausbreitungen um einen Faktor von 5,5 höher legen⁴, wenn ersatzweise mit Langzeitausbreitung gerechnet wird.“

I.4 Unsicherheiten der Dosisfaktoren

I.4.1 Generelle Vorgehensweise

Bei der Dosismessung durch Umweltradioaktivität muss man wissen, in welcher physikalischen und chemischen Form die Radionuklide in den Körper gelangen, wohin – d.h. in welche Organe und Gewebe – sie sich dort aufgrund ihres Stoffwechselverhaltens begeben und wie lange sie sich dort aufhalten. Die ICRP hat für jedes Nuklid Dosisfaktoren entwickelt, die angeben, wieviel Dosis in Sv ein Mensch während seines weiteren Lebens erhält, wenn er ein Bq des radioaktiven Stoffes entweder einatmet oder über den Mund aufnimmt. Dazu hat sie Modellrechnungen vorgenommen. Zugrundegelegt wird das Modell eines Standardmenschen (für verschiedene Altersstufen), in dem die Organe und Gewebe geometrisch nachgebildet werden, um sie mathematisch erfassen zu können (Abb.5).

Abb.5 Vorderansicht des ICRP-Standardmensch-Modells



Das Stoffwechselverhalten im Körper wird ebenfalls modellmäßig nachgebildet. Man kann sich vorstellen, dass dabei eine große Zahl von Parametern berücksichtigt werden muss, die erheblichen individuellen und umständebedingten Variationen unterliegen. Die Modelle sind mit der Zeit immer komplizierter geworden. Besonders beim Einatmen radioaktiver Aerosole hat man das Problem, die Ablagerung und den Weitertransport sowie den Lösungsvorgang in den verschiedenen Bereichen der Lunge nachbilden zu wollen. 1994 hat die ICRP ein neues Lungenmodell angegeben, dessen Beschreibung ein Buch von fast 500 Seiten füllt. Seitdem hat in der Literatur eine Diskussion über die Verlässlichkeit der Dosisfaktoren eingesetzt, die ohne Vertrauensbereiche angegeben sind. Es stellt sich heraus, dass die Unsicherheiten einige Zehnerpotenzen betragen können (Dannheim et al. 2000, Fairlie 2005, Schmitz-Feuerhake 2001 B1).

Von offizieller Seite wird behauptet, die Dosisfaktoren seien konservativ. Bei näherem Hinsehen erweist sich jedoch, dass die eingesetzten Stoffwechselparameter Meridianwerten entsprechen bzw. entsprechen sollen.

I.4.2 Dosimetrie für Entwicklungs- und frühkindliche Stadien

Im Regelwerk der BRD werden die Dosisfaktoren nur für 2 Altersgruppen angegeben: Erwachsene und Kleinkinder im Alter von 1 Jahr. Durch letztere soll die Exposition von Kindern in konservativer Weise berücksichtigt werden. Für Neugebo-

³ Abweichungen bis zu 2 Größenordnungen können dadurch erreicht werden, siehe Schumacher Anhang C1.

⁴ Die maximale Emission am Tag (24 h) darf 1 % der Jahresabgabe nicht überschreiten mit Ausnahme von Jod, welches 0,05 % der Jahresabgabe nicht überschreiten darf. Die maximale Emission für eine Stunde wurde jedoch auf das 20fache der mittleren Jahresabgabe pro Stunde gesetzt (siehe Hinrichsen Anhang D, Schumacher Anhang C1)

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

rene, Säuglinge, Embryonen und Föten, denen man eine besonders hohe Strahlenempfindlichkeit zuordnen muß, werden keine Dosisfaktoren mitgeteilt (Bundesminister der Justiz 1989). Zwar sind bei einer Bevölkerungsexposition diese Stadien nur in einer Minderheit gegenüber den postnatalen Altersgruppen anzutreffen, jedoch ist zu untersuchen, ob durch die höhere Empfindlichkeit und eventuell auch höheren Dosisfaktoren nicht doch ein nennenswerter Effekt zu erwarten ist.

Bei den frühen Entwicklungsstadien ist es ein generelles Problem, diese durch physikalische Modelle zu simulieren, weil sie im Vergleich zur Reichweite der ionisierenden Teilchen klein sind und sich durch Wachstum und Differenzierung rasch verändern. Hinzu kommt, dass weitgehende Unkenntnis über den Stoffwechsel der Radionuklide im Mutter-Kind-System und in den fötalen Geweben besteht (NCRP 1998).

Die Dosisfaktoren für die Nachkommen (Embryo, Fötus und Neugeborenes) werden in Bezug auf die inkorporierte Radioaktivität der Mutter angegeben und für einmalige Aufnahme und auch für chronische Zufuhr wie folgt bestimmt (ICRP 2001):

1. Die Dosis des Embryos von der Konzeption bis zum Ende der 8. Woche wird mit der des mütterlichen Uterus gleichgesetzt.
2. Für den Fötus – von der 9. Woche bis zur Geburt – wird die Dosis in gleicher Weise durch biometrische und biokinetische Modellierung abgeleitet wie bei Kindern und Erwachsenen. Die Zufuhr wird von der Plazentakonzentration abgeleitet, die sich aus der mütterlichen Inkorporation vor oder während der Schwangerschaft ergibt. Der Zusammenhang zwischen fötaler Konzentration und derjenigen in der Plazenta ist hauptsächlich aus Tierversuchen abgeleitet.

Die ICRP geht davon aus, dass ihre Vorgehensweise zu konservativen Dosiswerten führt. Dies muss jedoch bezweifelt werden, schon allein deshalb, weil die mütterlichen Konzentrationen mit den oben genannten Unsicherheiten bestimmt werden müssen. Außerdem muss bedacht werden, dass es bei der Inkorporation von Radionukliden in den frühen Stadien zu vergleichsweise enormen Gewebskonzentrationen kommen kann.

In Experimenten mit Mäusen, bei denen trächtige und neugeborene Tiere die gleichen Plutoniumkonzentrationen injiziert bekamen, war die fötale

Konzentration viel geringer (bis zum 500-fachen) als in den postnatal kontaminierten Nachkommen. Jedoch die Föten zeigten viel höhere Schäden des blutbildenden Gewebes, die von den Autoren mit der Entstehung von Leukämie in Zusammenhang gebracht werden (Lord et al. 1992). Diese hohe fötale Empfindlichkeit, die auch bei sehr kleinen Inkorporationsdosen gefunden wurde (Mason 1989), zeigte sich spezifisch bei Alphastrahlung. Bei chronischer Gammastrahlung, die zum Vergleich angewendet wurde, war der Effekt wesentlich kleiner. Bei diesen Experimenten ergab sich eine Relative Biologische Wirksamkeit für Alphastrahlen zwischen 250 und 360 (Jiang et al. 1994). Das ist mehr als das Zehnfache des Wertes von 20, der nach ICRP eine konservative Abschätzung liefern soll.

In dem Report von 1998 der NRCP (National Commission on Radiological Protection) über Embryonaldosimetrie wird ein weiteres Problem darin gesehen, dass sich die Radionuklide außerhalb des Embryos im Uterus ablagern können – insbesondere im Dottersack, wie sich aus experimentellen Untersuchungen mit Plutonium, Americium, Neptunium und Curium ergeben hat (Nuklide, die beim Reaktorbetrieb entstehen). Da die Frühstadien des blutbildenden Systems im Dottersack entstehen und ebenso Keimzellen, sind Stammzellen betroffen, die später in den Embryo wandern (Morgan et al. 1992, Sikov 1992, Stather et al. 1992). Die Exposition solcher Stammzellen wurde im Zusammenhang mit den Beobachtungen über Leukämiehäufungen bei britischen kerntechnischen Anlagen diskutiert.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich nach 40 Jahren Anwendung von Dosisfaktoren die Fachwelt verstärkt daran macht, die Zuverlässigkeit dieser Faktoren zu untersuchen.

II Untersuchungen beim Atomkraftwerk Krümmel

II.1 Kindliche Leukämiefälle im 5 km-Umkreis

Beim Atomkraftwerk Krümmel (KKK) an der Elbe, das 1984 in Betrieb ging, wird die Überprüfung der Umgebungskontamination dadurch erschwert, dass seine Emissionen sich mit dem Einflussbereich der 1,5 km davon stromaufwärts liegenden vormaligen GKSS (Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt) überlappen. Die bundeseigene GKSS war eine Kernforschungsanlage, die 1959 ihre Arbeit aufnahm und unter anderem 2 Forschungsreaktoren betrieben hat. Wie auch in der gesamtdeutschen

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Inge Schmitz-Feuerhake

KiKK-Studie (Kaatsch et al. 2007) sind die Betrachtungen des Leukämiephänomens bei den beiden Geesthachter Anlagen auf den 5 km-Um-

kreis des KKK bezogen worden. In Abb.6 sind der 5 km-Umkreis und die bekannt gewordenen Leukämiefälle bei Kindern bis 2006 eingetragen.

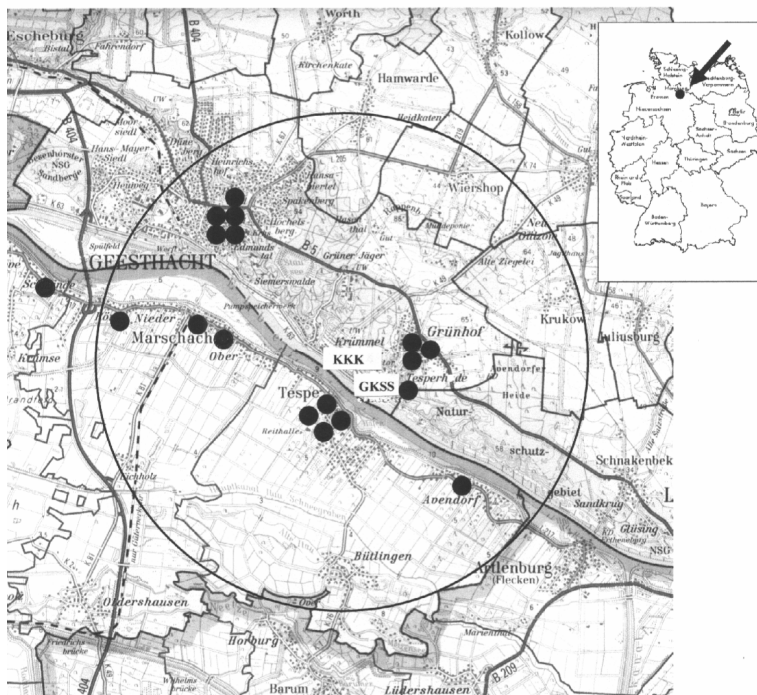


Abb.6 Karte zur Lokalisation von 16 Fällen mit Akuter Leukämie bei Kindern unter 15 Jahren im 5 km-Umkreis des Kernkraftwerks Krümmel (1990-2006)

Zusätzlich eingetragen: 1 Fall von 2004 „geringfügig außerhalb des Kreises“, 1 Fall eines Jugendlichen (21 J., 1991), 1 kindlicher Fall aplastische Anämie 1989 (strahleninduzierbare Blutkrankheit)

Die Besonderheit bei den Krümmelleukämien war nicht nur, dass die Erhöhung viel größer war als anderswo und auch ältere Kinder als 5 Jahre betraf, sondern dass sie einen steilen Anstieg 1990/91 zeigte und dann in eine etwa kontinuierliche Überhöhung um den Faktor 3 bis zum Jahre 2006 überging (Abb.7).

Eigene stichprobenartige Untersuchungen in der Bevölkerung mit Hilfe der biologischen Dosimetrie in den Jahren 1992/93 ergaben eine eindeutige „Verstrahlung“ weit oberhalb des zulässigen

Grenzwerts (Schmitz-Feuerhake et al. 1997; Dannheim 1996).

Auf Grund der relativ kurzen Latenzzeit bei strahleninduzierter Leukämie lässt sich nach unseren Recherchen im Rahmen der Kommissionsarbeit die Ursache der Leukämieerhöhung wie folgt interpretieren: es gibt eine kontinuierliche Leukämieinduktion durch chronische Leckagen des KKK um etwa den Faktor 3 und es ereignete sich ein Unfall in der GKSS in September 1986, der zu dem steilen Anstieg der Fälle 1990/91 führte.

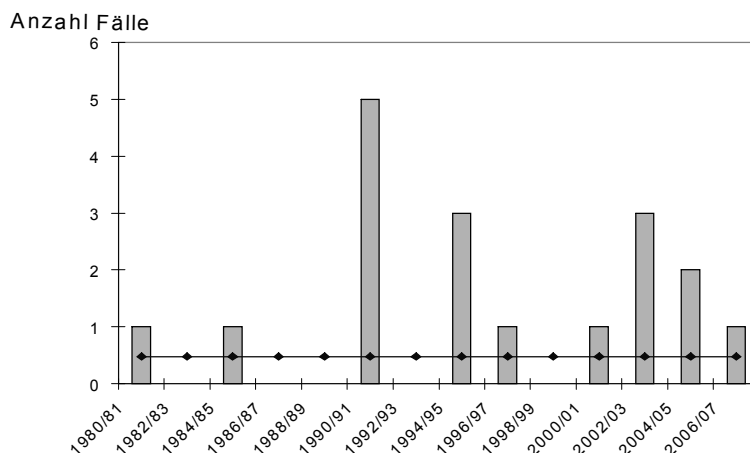


Abb.7 Zeitlicher Verlauf der kindlichen Leukämiefälle im 5 km-Umkreis des KKK

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz
Symposium, Berlin 28. September 2008

II.2 Widersprüche zwischen Immission und Emission beim KKK

Mitglieder der Leukämiekommissionen und von der Bürgerinitiative gegen Leukämie in der Elbmarsch vorgeschlagene Gutachter führten eine umfangreiche Durchsicht der Ergebnisse der Umgebungsüberwachung für die beiden kerntechnischen Anlagen durch. Dabei zeigten sich chronische – im Sinne von immer wiederkehrenden – Immissionen an Spalt- und radioaktiven Korrosionsprodukten in Luft, Regenwasser und Boden, die nach AVV mit den genehmigten Emissionen der Anlagen nicht erklärbar sind (Schmitz-Feuerhake et al. 1996, 1997, 2005; Schmitz-Feuerhake 2001 B1). Sie zeigten sich ab 1983, wo der Probebetrieb des Kernkraftwerks begann, und sind auch deshalb wahrscheinlich dem KKK zuzuordnen, da die Aktivitäten in der GKSS sehr viel wechselhafter waren als in einem Kraftwerk und die dortigen Forschungsreaktoren mit sehr viel kleinerer Leistung wesentlich geringere genehmigte Abgaben hatten.

Messungen der Gammasubmersion ergaben systematisch höhere Werte und damit eine messbare Erhöhung im 5 km-Umkreis des Kraftwerks gegenüber weiter außen liegenden Zonen und in bestimmten Sektoren, die mit den Voraussagen über die maximale Bevölkerungsdosis nach AVV nicht

übereinstimmen. Der TÜV Norddeutschland hatte das Sicherheitsgutachten zur Genehmigung des KKK angefertigt und eine maximale Exposition bei Ausnutzung der Genehmigungswerte für die Bevölkerung von 0,04 mSv ermittelt (TÜV 1982).

Das Überwachungsprogramm beim KKK umfasst Messungen der jährlichen Gammadosis durch 80 Festkörperdosimeter (TLD), die in der Umgebung verteilt sind. Es wurden Analysen durchgeführt, in der jeweils der Mittelwert der Messungen über die Jahre in einer inneren Zone mit dem in einer äußeren Zone verglichen wurde (Zigge 1996). Den Vergleich der Zone 0-2,5 km gegenüber der Zone 5-15 km zeigt Abb.8. Die Differenz der Werte beträgt im Zeitraum von 1983 bis 1991 im Mittel 0,09 mSv pro Jahr. Dieser Wert liegt nicht nur um den Faktor 2 höher als die angeblich konservative Berechnung der Dosis am maximalen Aufpunkt ergibt, sondern ist eben auch ein Mittelwert, während man mit der Maximaldosis einen sehr viel kleineren Mittelwert in der gesamten Umgebung verbindet.

Daher muss man beim KKK unterstellen, dass entweder unkontrollierte Emissionen vorgekommen sind oder aber die AVV-Modellierung eben nicht konservativ ist. Die genannten anderen chronischen Immissionen lassen ebenfalls nur diesen Schluss zu.

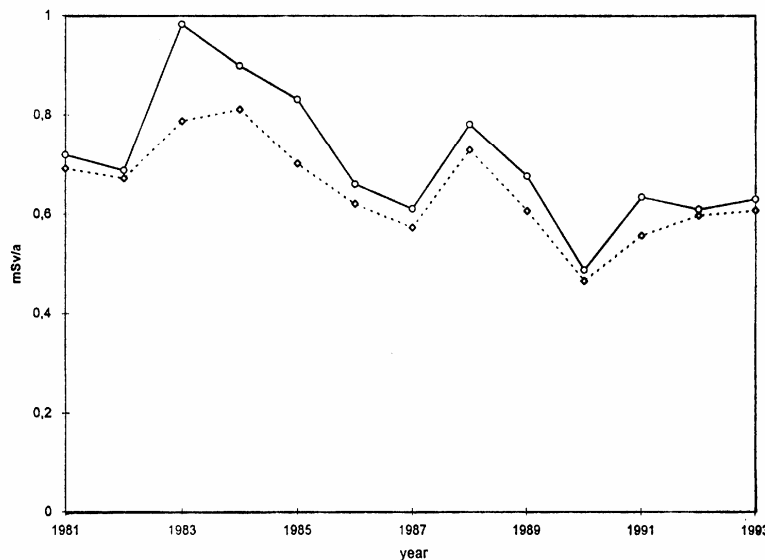


Abb.8

Mittlere jährliche Gammadosis in 2 Zonen um KKK (TLD)
durchgestrichen: 0-2,5 km
gestrichelt: 5-15 km

Der wahrscheinliche Grund für die wiederkehrenden Kontaminationen der Umgebung wurde auch gefunden. Aus betrieblichen Unterlagen, die den Kommissionen zur Einsicht überlassen wurden, ergab sich, dass der Reaktor Krümmel ungewöhnlich hohe Reaktorwasserleckagen hatte. Bei einem Siedewasserreaktor wie dem KKK sind gewisse Leckagen des Primärwassers normal, da

bei ihm die Steuer- und Regelstäbe von unten in den Druckkessel eingeführt werden (Abb.9).

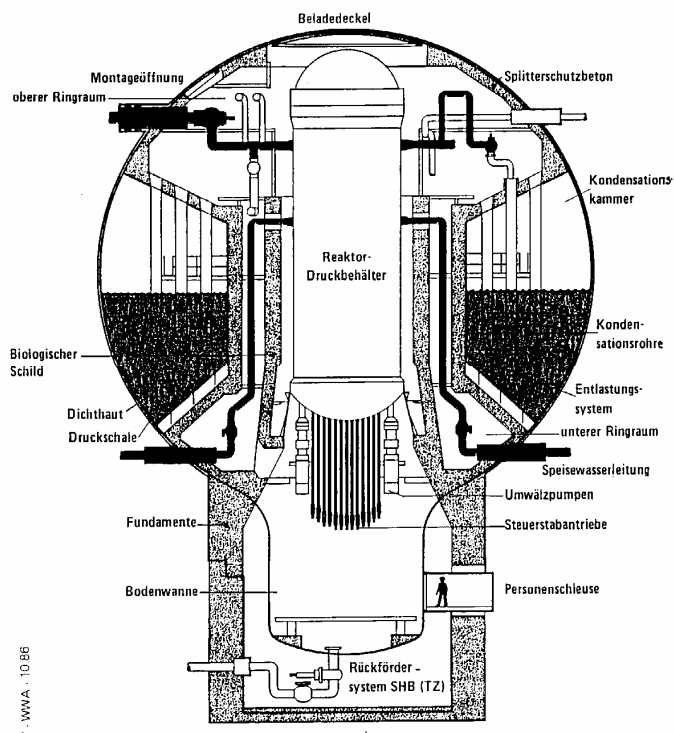


Abb.9 Sicherheitsbehälter mit Einbauten beim Siedewasserreaktor Krümmel

Der TÜV hat bei seiner Abschätzung der Bevölkerungsdosis im Sicherheitsgutachten Reaktorwasserleckagen innerhalb des Reaktorgebäudes angenommen, die für 90 % der Betriebszeit 0,4 l/h und für 10 % der Betriebszeit 4 l/h betragen (TÜV 1983). Das ergibt für 8000 Stunden Vollastbetrieb eine Wassermenge von 6,1 cbm im Jahr. Diese soll die Hauptanteile der Ableitungen an Jod und anderen Feststoffnukliden liefern, und damit auch einen nennenswerten Anteil an der Bevölkerungsexposition. Der Reaktor Krümmel hat jedoch ty-

pischerweise sehr viel höhere Reaktorwasserlekkagen gezeigt, die häufig Werte oberhalb von 40 l/h erreichten bis hin zu 300 l/h. Die sich daraus ergebenden Jahreslekkagen sind in Abb.10 dargestellt. Anstelle von 6,1 cbm liefen im Jahr 1986 mehr als 900 cbm, im Jahr 1990 mehr als 400 cbm und in den Jahren 1993 und 1995 mehr als 600 cbm aus. Im Zeitraum 1984-89 betrug die Leckagemenge 2300 cbm, also im Mittel 380 cbm im Jahr und damit über 60mal soviel wie der TÜV für den Normalbetrieb ansetzt.

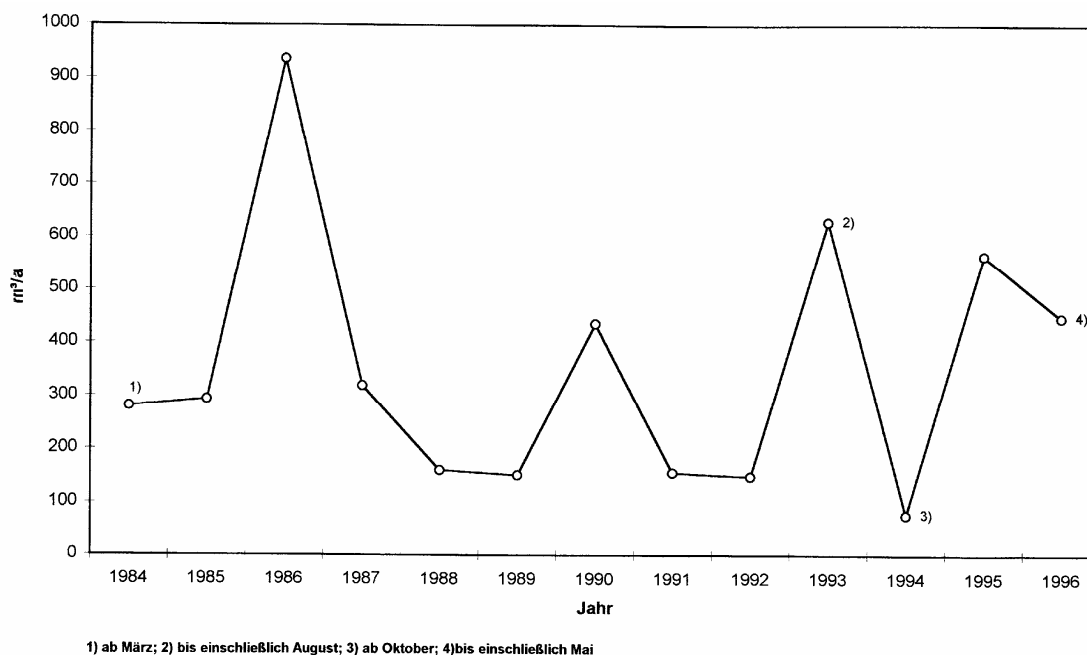


Abb.10 Primärkühlmittelleckagen aus der druckführenden Umschließung innerhalb des Sicherheitsbehälters beim Kernkraftwerk Krümmel (Siedewasserreaktor)

Die Dosisbeiträge zur Exposition der Bevölkerung bei angenommenen Emissionen unterscheiden sich typischerweise dadurch, ob die Emissionen mehr durch Freisetzen aus dem Gas und Dampf enthaltenden Teilen der aktivitätsführenden Bereiche oder von Reaktorwasserleckagen herkommen. Der Grund ist, dass die durch poröse Brennstaboberflächen in das Reaktorwasser gelangenden gasförmigen und leicht flüchtigen Spalt- und Folgeprodukte, d.h. die Edelgase, Halogene und Tritium überwiegend ausgasen, während die Feststoffe überwiegend im Reaktorwasser zurückbleiben.

Auf jeden Fall sind bei Krümmel erhebliche Mengen Primärwasser ausgetreten, in dem sich neben Spaltprodukten auch Kernbrennstoff und Brutprodukte (Plutonium, Americium etc.) befinden. Unter ihnen führen die Alphastrahler bei Freisetzung in die Umgebung insbesondere zum Anstieg der Knochenmarksdosis. Die Leckagen müssen auf jeden Fall zunächst zu einer bedeutsamen Kontamination der Räume des Sicherheitsbehälters geführt haben, der mit einer Spülluftvorrichtung zur Entfernung von Radioaktivität über den Abluftkamin versehen ist. Es ist die Frage, wann solche notwendigen Spülungen vorgenommen wurden und wie sie sich auswirkten.

Aus dem Gutachten des TÜV über die Auswirkungen hypothetischer Störfälle beim KKK geht hervor, dass Kühlmittelverlust zu einer Umgebungskontamination führt, deren Gammastrahlungsanteil beim Erwachsenen nur gering ist gegenüber der Knochenmarksdosis durch Inhalation von beta- und alphastrahlenden Nukliden. Das gilt für den Fall, dass die ausgetretenen Reaktorwassernuklide vor der Spülung für einen längeren Zeitraum im Sicherheitsbehälter gespeichert waren (TÜV 1982).

Im Strahlenbiologischen Gutachten haben wir angenommen, dass die bei Krümmel gemessene Erhöhung der Gammadosis auf Kühlmittleckagen zurückgeht. Anhand der Angaben des TÜV haben wir damit auf die Erhöhung der Gesamtdosis geschlossen (SchmitzFeuerhake 2001 B2). Das Ergebnis ist in Tabelle 2 dargestellt. Es ist darauf hinzuweisen, dass dieses mittlere Bevölkerungsdosen sind, da sie von einem gemessenen Mittelwert abgeleitet wurden. Danach hätte ein Kleinkind im Nahbereich des KKK eine Knochenmarksdosis von 0,65 mSv pro Jahr erhalten. Hinzu käme noch eine Dosis durch Ingestion.

Die Dosis von 0,65 mSv pro Jahr würde in etwa der Dosis entsprechen, die für den KiKK-Effekt nach Kap. I.1.5 verantwortlich sein könnte.

Tab.2 Extrapolierte mittlere Jahresdosis 1984-1989 durch Kühlmittelverlust ausgehend von gemessener Gammadosis beim KKK

	rotes Knochenmark	
	Kleinkind 1 J.	Erwachsene
Bodenstrahlung	0,50 mSv/a	0,33 mSv/a
Inhalation	0,15 mSv/a	2,33 mSv/a
gesamt	0,65 mSv/a	2,66 mSv/a
ges. in 6 Jahren	3,9 mSv	16 mSv

Schlussfolgerungen

Die Behauptung, die beobachtete Leukämiehäufung bei deutschen Kernkraftwerken sei nicht auf Strahlung zurückzuführen, weil die Dosis durch die radioaktiven Emissionen der Anlagen nicht ausreiche, ist wissenschaftlich nicht haltbar. Der scheinbare Widerspruch löst sich auf, wenn man die strahlenbiologischen Erkenntnisse über die Empfindlichkeit von Kleinkindern, Embryonen und Föten berücksichtigt sowie das genetische Risiko. Die verbleibende Diskrepanz zwischen amtlich ermittelter Dosis und beobachtetem Effekt lässt sich ohne weiteres durch die Unsicherheiten der bei der Dosisberechnung verwendeten Parameter erklären, im Fall Krümmel ferner durch die real festzustellenden Umgebungskontaminationen.

Referenzen

- Albert, R.E., Omran, A.R.: Followup study of patients treated by X-ray epilation for tinea capitis. Arch. Environ. Health 17 (1968) 899-918
- Austin, C.R., Short, R.V.: Fortpflanzungsbiologie der Säugetiere. Band 1 Keimzellen und Befruchtung. Pareys Studentexte 6, Berlin, Hamburg 1976
- AVV: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrSchVO: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. Bundesanzeiger Nr. 64a vom 31. März 1990
- BEIR V: National Res. Council, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, Health Effects of Exposures to Low Levels of Ionizing Radiation. Nat. Academy Press, Washington 1990
- BEIR VII PHASE 2: Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, Nat. Academies Press, Washington D.C. 2006, www.nap.edu

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Inge Schmitz-Feuerhake

- Bundesminister der Justiz (Hrsg.): Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition - Erwachsene u. Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion u. Inhalation - Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Erwachsene. Vom 5. Sept. 1989. Bundesanzeiger Jahrgang 41, 30.9.1989, 6 1990 A, Nr. 185a
- BMU (Hrsg.): Modelle, Annahmen u. Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd. 17, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 1992
- Bonka, H.: Strahlenexposition durch radioaktive Emission aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb. Verlag TÜV Rheinland, Köln 1982
- Dannheim, B. et al.: Strahlengefahr für Mensch und Umwelt. Bewertungen der Anpassung der deutschen Strahlenschutzverordnung an die Forderungen der EU-Richtlinie 96/29/Euratom. Berichte des Otto Hug Strahleninstituts Nr. 21-22, 2000
- Fairlie, I.: Uncertainties in doses and risks from internal radiation. *Medicine, conflict and survival* 21 (2005) 111-126
- Finch SC, Finch CA: Summary of the studies at ABCC-RERF concerning the late hematologic effects of atomic bomb exposure in Hiroshima and Nagasaki. RERF Tech Rpt TR 23-88. Hiroshima, Radiation Effects Foundation 1990
- Gardner, M.P. et al.: Results of case-control study of leukemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plants in West Cumbria. *Brit. Med. J.* 300 (1990) 423-429
- Gilman, E.A., Kneale, G.W., Knox, E.G., Stewart, A.M.: Recent estimates of the risks of childhood cancer following irradiation of the fetus. In Baverstock, K.F., Stather, J.W. (Hrsg.), *Low Dose Radiation*. Taylor & Francis, London, New York, Philadelphia 1989, 334-339
- Graham, S. et al.: Preconception, intrauterine, and postnatal irradiation as related to leukemia. *Natl. Cancer Inst. Monogr.* 19 (1966) 347-371
- Haaf, H.G., Kaatsch, P., Michaelis, J.: Jahresbericht 1989 des Kinderkrebsregisters Mainz. Johannes Gutenberg-Universität, Institut für Medizinische Statistik und Dokumentation, Mainz, August 1990
- Hinrichsen, K.: Kritische Würdigung der meteorologischen Basis im Zusammenhang mit den AVV. Anhang D in Stevenson s. Fußnote auf Seite 2
- ICRP, International Commission on Radiological Protection: Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP-Publication 66, Pergamon Press, Oxford 1994
- ICRP, International Commission on Radiological Protection: Biological effects after prenatal irradiation (embryo and fetus). ICRP Publication 90. *Annals of the ICRP* 33, No.1-2 (2003)
- Jiang, T.-N., Lord, B.I., Hendry, J.H.: Alpha particles are extremely damaging to developing hemopoiesis compared to gamma irradiation. *Radiat. Res.* 137 (1994) 380-384
- Kaatsch, P., Spix, C., Schmiedel, S., Schulze-Rath, R., Mergenthaler, A., Blettner, M.: Epidemiologische Studie zu Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK-Studie). Bundesamt für Strahlenschutz 2007
- Kaletsch, U., Haaf, G., Kaatsch, P., Krummenauer, F., Meinert, R., Miesner, A., Michaelis, J.: Fallkontrollstudie zu den Ursachen von Leukämie bei Kindern in Niedersachsen. Institut für Med. Statistik u. Dokumentation., Joh. Gutenberg-Universität Mainz, Juli 1995
- Lord, B.I., Mason, T.M., Humphreys, E.R.: Age-dependent uptake and retention of ²³⁹Pu: its relationship to haemopoietic damage. *Radiat. Prot. Dosim.* 41 (1992) 163-167
- Mason, T.: A study of the effects of perinatal plutonium contamination on the development of haemopoietic tissues. Manchester University 1989, Ph. D. Thesis
- Morgan, A., Harrison, J.D., Stather, J.W.: Estimation of embryonic and fetal doses from ²³⁹Pu. *Health Phys.* 63 (1992) 552-559
- Natarajan, N., Bross, I.D.J.: Preconception radiation leukemia. *J. Med.* 4 (1973) 276-281
- NCRP Report No.128. 1998. National Council on Radiation Protection and Measurements: Radionuclide Exposure of the Embryo/Fetus. Bethesda
- Nomura, T.: Paternal exposure to radiation and offspring cancer in mice: reanalysis and new evidences. *J. Radiat. Res. Suppl.* 2 (1991) 64-72
- REI: BMU - RS II 5 - 15603/5: Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen. RdSchr. v. 30.6.93, REI 3.23, Stand Juni 1993
- Ron, E., Modan, B., Boice, J.D.: Mortality after radiotherapy for ringworm of the scalp. *Am. J. Epidemiol.* 127 (1988) 713-725
- Schmitz-Feuerhake, I., Schumacher, O., Ziggel, H.: Umweltindikatoren für radioaktive Freisetzungen durch das KKW Krümmel. In Heinemann, G., Pfob, H. (Hrsg.): *Strahlenbiologie und Strahlenschutz*. 28. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz, Hannover 23.-25. Okt. 1996, S.353-357
- Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Heimers, A., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Leukemia in the proximity of a German boiling water nuclear reactor: evidence of population exposure by chromosome studies and environmental radioactivity. *Environ. Health Persp.* 105, Suppl.6 (1997) 1499-1504
- Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Schmitz-Feuerhake, I.: Bewertung neuer Dosisfaktoren. In Dannheim, B. et al.: Strahlengefahr für Mensch und Umwelt. Bewertungen der Anpassung der deutschen Strahlenschutzverordnung an die Forderungen der EU-Richtlinie 96/29/Euratom. Berichte des Otto Hug Strahleninstituts Nr. 21-22, 2000, S. 55-74

Schmitz-Feuerhake, I.: Kritische Diskussion der strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen mit besonderem Blick auf die Aufnahme und Wirkung radioaktiver Stoffe im Körper. Anhang B1 in Stevenson s. Fußnote auf Seite 2 <http://www.oh-strahlen.org/docs/index.html#strbgab1>

Schmitz-Feuerhake, I.: Kritische Diskussion der Bevölkerungsschutzbestimmungen beim Betrieb von AKW in der Bundesrepublik. Anhang B3 in Stevenson s. Fußnote auf Seite 2.

Schmitz-Feuerhake, I., Dieckmann, H., Hoffmann, W., Lengfelder, E., Pflugbeil, S., Stevenson, A.F.: The Elbmarsch leukemia cluster: are there conceptual limitations in controlling immission from nuclear establishments in Germany? Arch. Environ. Contamination Toxicol. 49 (2005) 589-601

Schumacher, O.: Zuverlässigkeit der AVV hinsichtlich der Emissionsausbreitungs-Berechnungen und Dosisermittlung. Anhang C1 in Stevenson s. Fußnote auf Seite 2

Shiono, P.H., Chung, C.S., Myrianthopoulos, N.C.: Preconception radiation, intrauterine diagnostic radiation, and childhood neoplasia. J. Natl. Cancer 65 (1980) 681-686

Shu, X.-O. u.a.: A populationbased case-control study of childhood leukemia in Shanghai. Cancer 62 (1988) 635-644

Shu, X.-O., Reaman, G.H., Lampkin, B., Sather, H.N., Pendergrass, T.W., Robinson, L.L.: Association of paternal diagnostic X-ray exposure with risk of infant leukemia. Cancer Epid. Biomarkers & Prevention 3 (1994) 645-653

Sikov, M.R.: Hazards and risks from prenatal irradiation: emphasis on internal radionuclide exposures. Radiat. Prot. Dosim. 41 (1992) 265-272

Stather, J.W., Harrison, J.D., Kendall, G.M.: Radiation doses to the embryo and fetus following intakes of radionuclides by the mother. Radiat. Prot. Dosim. 41 (1992) 111-118

Stewart, A.M., Webb, J., Hewitt, D.: A survey of childhood malignancies. Brit. Med. J. 1 (1958) 1495-1508

Straume T. Highenergy gamma rays in Hiroshima and Nagasaki: implications for risk and wR. Health Phys. 69 (1995) 954-956

TÜV Norddeutschland: Störfälle mit Aktivitätsfreisetzungen. Gutachten über die Sicherheit des Kernkraft-

werks Krümmel. Hamburg, Dezember 1982, Nr. 27-82-007

TÜV Norddeutschland: Gutachten über die Sicherheit des Kernkraftwerks Krümmel zum Strahlenschutz beim Betrieb. Teil II des Betriebsgutachtens. Hamburg, Juli 1983, Nr. 27-83-007

UNSCEAR 1996 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Report to the General Assembly, United Nations, New York

Ziggel, H.: Untersuchung zur Rekonstruktion kurzlebiger Spaltproduktemissionen durch das Kernkraftwerk Krümmel anhand der Auswertung von Umgebungsüberwachungs-Meßdaten. Auftrag des Niedersächsischen Sozialministeriums, Bremen, Februar 1996

Siehe auch Materialien Seite 245:

Wenn nicht Strahlung – was dann?

Elbmarschleukämien: Dosisbestimmung aus Umweltkontaminationen bei Geesthacht

Sebastian Pflugbeil

Gesellschaft für Strahlenschutz

Summary

An abrupt increase in leukaemia cases in children was observed in the immediate vicinity of the nuclear facilities near Geesthacht in 1990-91. To this day, the incidence in leukaemia there has remained a significantly three times higher.

At first, the search for causes was focussed on the Krümmel NPP. When unusual concentrations of radionuclides and unusual proportions of activity were found, the GKSS became a further focus of attention. Both nuclear facilities jointly contaminate their surroundings, but it will be impossible to attribute any exact share of radiation exposure of people in the vicinity to Krümmel NPP or GKSS respectively. This paper describes, by way of examples, radiation doses attributable to nuclear research.

It can be regarded as proven that an accident involving the release of radioactivity on the site of the nuclear facilities occurred on 12 September 1986. It can be deduced that not only fission and activation products, but also nuclear fuels and breeder products were released that can be identified in the environment to date. Over several hours, the radioactivity concentration in the air was more than 400 times the contamination caused by the Chernobyl disaster in northern Germany. The radioactive contamination of humans must have been largely caused by the inhalation of radioactive substances and subsequent exposure.

The released radioactive substances come from a hybrid system, that is, a nuclear experiment in which the processes of fission and fusion were to be applied simultaneously. We are not aware of any publications about the exact composition and arrangement of the experiment. This is why the inhalation mix has been reconstructed from the results of various nuclide-specific measurements in the environment.

The nuclear fuel used consists of thorium and uranium in approximately the same composition that was used in high-temperature reactors. This is evident from the soil measurements carried out predominantly between 2001 and 2004. The thorium isotopes found are probably the main contributors to radioactive contamination.

Exposure pathways for leukaemia induction are assumed to be the somatic exposure of young children, exposure in the womb and genetic induction via parental pre-conception exposure.

The bone marrow dose for small children was found to be 363 mSv, the leukaemia-relevant gonadal dose for adults 58 and 59 mSv respectively, while the embryonal dose appears to be negligible. The exposures are a consistent explanation for the occurrence of leukaemia among children in the area around Geesthacht. The risk factors that continue to exist to date must be investigated and removed.

Zusammenfassung

In der unmittelbaren Umgebung der kerntechnischen Anlagen bei Geesthacht trat in den Jahren 1990/91 eine abrupte Erhöhung der Leukämiefälle bei Kindern auf. Bis in die Gegenwart ist die Leukämieinzidenz dort dreifach signifikant erhöht geblieben.

Auf der Suche nach den Ursachen konzentrierte sich die Aufmerksamkeit zunächst auf das KKW Krümmel. Später wurde durch den Nachweis ungewöhnlicher Nuklidkonzentrationen und Aktivitätsverhältnisse die Aufmerksamkeit auf die GKSS ausgedehnt. Beide kerntechnischen Anlagen haben Anteil an einer Kontamination der Umgebung, wobei es unmöglich bleiben wird, die Strahlenbelastungen der Anwohner anteilig dem KKW Krümmel und der GKSS zuzuordnen. Im vorliegenden Beitrag wird exemplarisch untersucht, zu welchen Strahlendosen Radionuklide führen, die dem Bereich der Kernforschung (GKSS) zuzuordnen sind.

Es kann als erwiesen angesehen werden, dass sich dort am 12. September 1986 ein Radioaktivitätsunfall im Gebiet der kerntechnischen Anlagen ereignet hat. Es lässt sich ableiten, dass nicht nur Spalt- und Aktivierungsprodukte sondern auch Kernbrennstoffe und Brutprodukte freigesetzt wurden, die sich heute in der Umgebung noch nachweisen lassen. Für mehrere Stunden betrug die Radioaktivitätskonzentration in der Luft mehr als das 400-fache der Tschernobylkontamination in Norddeutschland. Die Strahlenbelastung der Bevölkerung muss im wesentlichen durch Inhalation der radioaktiven Stoffe erzeugt worden sein,

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz
Symposium, Berlin 28. September 2008

wobei auch Expositionen in der Folgezeit auftrafen.

Die freigesetzten radioaktiven Stoffe entstammen einem Hybridsystem, d.h. einem kerntechnischen Experiment, bei dem die Prozesse der Kernspaltung und der Fusion gleichzeitig angewendet werden sollten. Über die genaue Zusammensetzung und experimentelle Anordnung sind uns keine Publikationen bekannt. Das Inhalationsgemisch wird daher aus den Ergebnissen verschiedener nuklidspezifischer Messkampagnen in der Umgebung rekonstruiert.

Der verwendete Kernbrennstoff besteht aus Thorium und Uran in etwa der Zusammensetzung, wie sie in Hochtemperaturreaktoren eingesetzt wurden. Dies ergab sich aus Bodenmessungen, die vornehmlich erst in den Jahren 2001 bis 2004 durchgeführt wurden. Die aufgefundenen Thoriumisotope ergeben wahrscheinlich die größten Beiträge zur Strahlenbelastung der Bevölkerung.

Als Belastungspfade für die Leukämieinduktion kommen die somatische Exposition kleiner Kinder, die Exposition im Mutterleib und die genetische Induktion über präkonzeptionell exponierte Eltern infrage.

Die Knochenmarksdosis für Kleinkinder ergibt sich zu 363 mSv, die leukämierlevanten Gonadendosen bei Erwachsenen zu 58 bzw. 59 mSv, die Embryonaldosis erscheint vernachlässigbar. Das im Raum Geesthacht beobachtete Leukämieauftreten bei Kindern kann mit diesen Expositionen widerspruchsfrei erklärt werden. Die heute noch bestehenden Risikofaktoren müssen untersucht und beseitigt werden.

Inhalt

Vorbemerkung	51
I Einleitung	52
II Indizien für eine Hybridanordnung (Fusion + Fission)	55
III Zeitdauer, Ausdehnung und Intensität der radioaktiven Wolke	58
IV Weitere Analysen zur Zusammensetzung der Schwermetallmikropartikel	61
V Abschätzung der Strahlendosis	63
Prinzipielle Vorgehensweise	63
Langlebige Nuklide	64
Ermittlung der Luftkonzentration und Inhalationsdosis	68

Möglicher Beitrag kurzlebiger Nuklide zur Inhalationsdosis 69

Ingestionspfad 71

VI Inhalationsdosis und beobachteter Effekt 72

Schriftenverzeichnis 73

Anhang A,1: Gammaskpektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen; Dachbodenstaub, Uni Bremen 1997/1998 76

Anhang A,2: Gammaskpektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen; Messungen Uni Bremen 76

Anhang B: Messungen des Nieders. Landesamtes für Immissionsschutz in der Elbmarsch, Mai 1991 77

Anhang C: Gammaskpektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch vom Dez.1995 durch Isotopenlabor Universität Göttingen 77

Anhang D,1: Gammaskpektrometrische Analysen an Bodenproben der Geesthachter Elbseite 2001 durch ARGE PhAM 78

Anhang D,2 und D,3: Bodenuntersuchungen in Elbmarsch durch ARGE PhAM 2001 78,79

Anhang F: Tab. Strahleninduzierte genetische Effekte/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosisbestrahlung 79

Vorbemerkung

In einer vorangehenden Arbeit haben wir eine Dosisabschätzung vorgenommen, indem wir von einer rekonstruierten Luftbelastung durch freigesetzte Nuklide ausgingen (Schmitz-Feuerhake, Gabriel, Pflugbeil: Das Elbmarsch-Leukämiecluster: Betrachtungen zum Dosis-Wirkungszusammenhang anhand der beobachteten Kontamination bei Geesthacht. 20. 2.06). Dabei wurden auch Angaben der Aufsichtsbehörde über die Luft-radioaktivität am 12.9.86 verwendet. Da diese als nicht gesichert erscheinen, wird in der vorliegenden Abschätzung von den heute noch bei Geesthacht feststellbaren Bodenkontaminationen ausgegangen. Dies hat zugleich den Vorteil, dass fehlerhafte Annahmen über die Dauer der radioaktiven Wolke keine Rolle spielen, da die Bodenkontamination dem Produkt von Luftkonzentration und Inhalationsdauer entspricht, welches ein Maß für die Bevölkerungsdosis ist.

Durch weitere Untersuchungen des gesamten Bodeneintrags und der nach dem entwickelten Sce-

nario zu erwartenden spezifischen Nuklide werden sich die Ergebnisse noch besser absichern lassen. Insbesondere besteht noch die Aufgabe, aus den Befunden abzuleiten, ob eine anhaltende relevante Exposition der Bevölkerung besteht, die zu beseitigen ist.

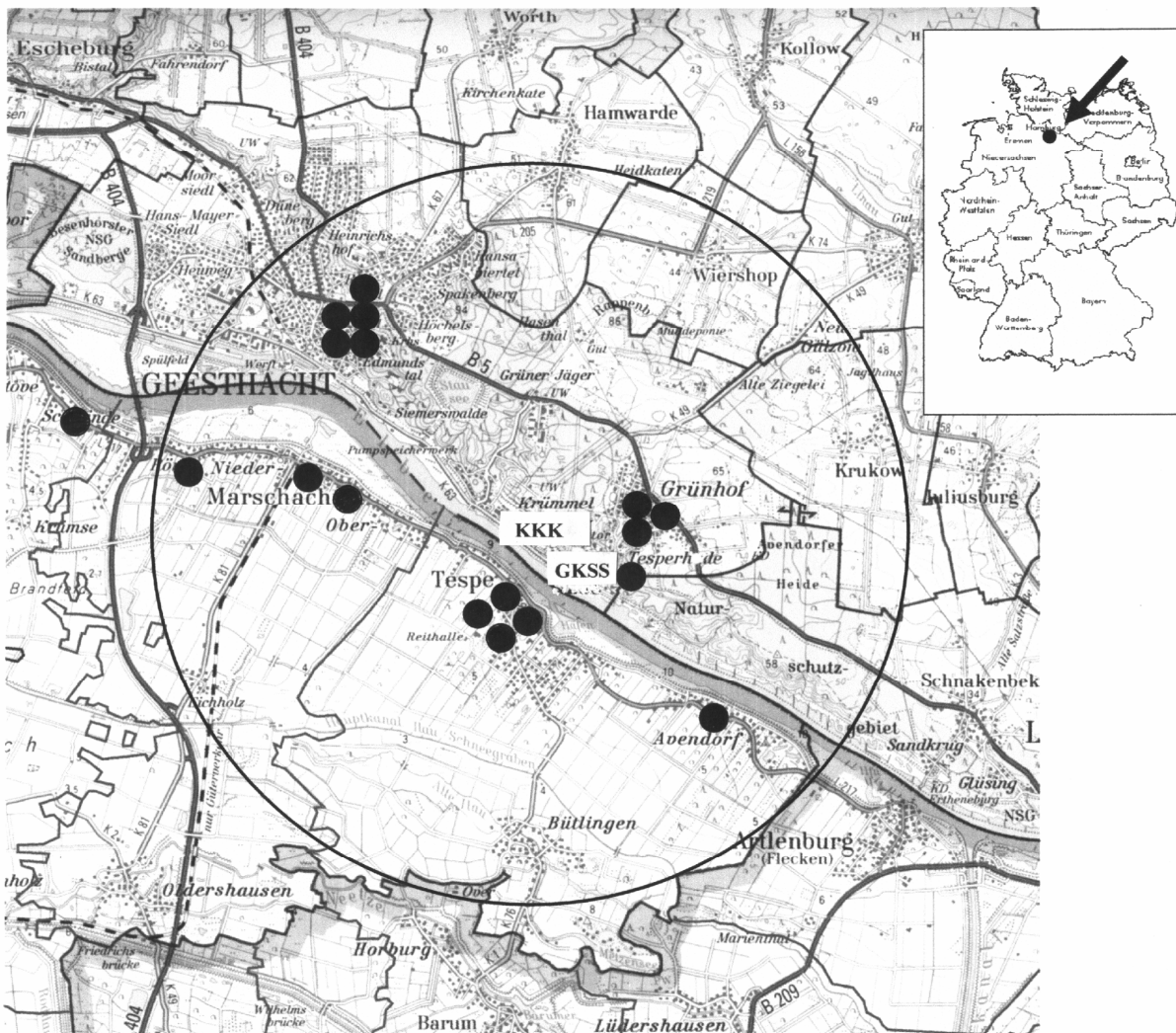
I Einleitung

Die Samtgemeinde Elbmarsch liegt ungefähr 30 km entfernt von der Stadt Hamburg am südlichen Elbufer, das zum Bundesland Niedersachsen gehört (Abb.1). Am gegenüberliegenden Elbufer auf dem Gelände der Stadt Geesthacht befinden sich das Kernkraftwerk Krümmel (KKK), das 1984 in Betrieb genommen wurde, und die frühere Kernforschungsanlage GKSS (Gesellschaft für Kern-

energieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt). Die GKSS befasste sich seit 1959 mit verschiedenen Projekten der Reaktorforschung und betrieb zwei Forschungsreaktoren, von denen einer inzwischen stillgelegt und abgebaut wurde.

Zwischen Dezember 1989 und Mai 1991 wurden in der Samtgemeinde 5 Leukämiefälle und eine aplastische Anämie bei Kindern diagnostiziert, während nach dem bunderepublikanischen Durchschnitt nur 0,13 Fälle zu erwarten waren (Hoffmann et al. 1997). In den folgenden Jahren traten auch auf der Geesthachter Elbseite vermehrt Leukämieerkrankungen bei Kindern auf (Tabelle 1).

Abb.1 Karte zur Lokalisation der kindlichen Leukämiefälle bei Geesthacht 1990-2006, ein schließlich 1 kindl. Fall Aplastische Anämie, 1 jugendl. Leukämie (21 J., 1991) Eingetragen ist der 5 km-Umkreis um das Kernkraftwerk



Nach Angabe des Deutschen Kinderkrebsregisters hat sich die Zahl der kindlichen Leukämiefälle

im 5 km-Umkreis bezogen auf das Kernkraftwerk bis zum Jahr 2006 auf 16 erhöht.

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz

Symposium, Berlin 28. September 2008

Tab.1 Fälle von Leukämie und aplastischer Anämie bei Kindern, die seit 1980 im Umkreis von 5 km um das Kernkraftwerk Krümmel aufgetreten sind

Nr	Geburtsdatum	Geschl	Art der Erkrankung	Datum der Diagnose	Alter bei Diagnose Jahre	Alter am 12.9.86 Jahre	Geboren nach 12.9.86	in utero am 12.9.86	Wohnort
				1980					Drage ¹
	1982 ?			1984					Geesthacht
1	9/1982	F	AA	12/1989	7	4		-	Tespe
2	8/1986	F	ALL	2/1990	3,5	0,1		-	Avendorf
3	2/1981	M	ALL	3/1990	9	5,5		-	Tespe
4	3/1981	M	AML	4/1990	9	5,5		-	Marschacht
5	3/1989	F	ALL	1/1991	1,8	-2,5	+		Tespe
6	9/1988	M	ALL	5/1991	2,7	-	+		Grünhof/Tesperhude ²
7	1993	M	ALL	9/1994	1	-7	+		Geesthacht
8	1984	M	ALL	7/1995	10	2		-	Tespe
9	1991	M	ALL	8/1995	4	-5	+		Geesthacht
10	1993	M	ALL	6/1996	3	-7	+		Grünhof/Tesperhude
11	1998	F	ALL	8/2001	3	-12	+		Marschacht
12	1991	M	ALL	10/2002	1	-5	+		Geesthacht
13	1999	M	ALL	3/2003	3	-13	+		Geesthacht
14	2001	M	ALL	6/2003	2	-15	+		Drage ¹
15	2002	M	ALL	3/2004	1	-16	+		Grünhof/Tesperhude
16	2001	M	ALL	11/2005	4	-15	+		Geesthacht
17	1994	W	AML	9/2006	12	-8	+		Tesperhude

AA Aplastische Anämie, ALL Akute lymphatische Leukämie, AML Akute myeloische Leukämie
F weiblich, M männlich

¹Drage gehört zur Samtgemeinde Elbmarsch, liegt aber geringfügig außerhalb des 5 km-Kreises

²zugezogen aus Avendorf

Trotz der anhaltend dreifach signifikant erhöhten Leukämieinzidenz erklärten die zuständigen Minister der Länder Schleswig-Holstein und Niedersachsen die Aufklärungsbemühungen im Jahr 2004 für beendet und entließen die jeweils eingesetzten Leukämiekommissionen mit der Feststellung, dass sich kein Hinweis auf einen Zusammenhang mit Radioaktivität ergeben habe und

sich für das Phänomen derzeit keine Ursache finden lasse.

Die Mitglieder der schleswig-holsteinischen Leukämiekommission sahen das mehrheitlich anders und veröffentlichten eine Stellungnahme, in der sie einen kerntechnischen Unfall im Jahre 1986 als auslösendes Ereignis für die Erkrankungen beschrieben. Darauf haben sie aufgrund von Unter-

suchungen über verschiedene Kontaminationen in der Umgebung der Geest-hachter Anlagen geschlossen (Wassermann 2004).

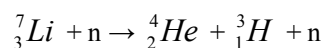
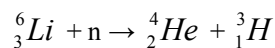
Wir hatten schon früher darauf hingewiesen, dass die ableitbaren medizinisch-biologischen Parameter bei den Erkrankungen auf eine Strahlenursache hinweisen, dazu gehören die Alters- und Geschlechtsverteilung sowie der Zeitraum zwischen dem Unfall und dem Auftreten der Leukämien, der mit den beobachteten Latenzzeiten aus der Literatur übereinstimmt. Ferner hatten Blutuntersuchungen bei Einwohnern der Samtgemeinde Elbmarsch erhöhte Raten dizentrischer Chromosomen ergeben (Biologische Dosimetrie). Daraus war eine Strahlenbelastung der Bevölkerung weit oberhalb der Grenzwerte abzuleiten und eine Inkorporation von Alphastrahlern (Schmitz-Feuerhake et al. 1997).

Diese Inkorporation ist nach unseren Erkenntnissen auf die Inhalation von Kernbrennstoffen und Brutprodukten zurückzuführen, die bei dem Unfallereignis freigesetzt wurden. Da über die Art des zugrundeliegenden Experiments keine Informationen und Publikationen zu erhalten waren, muss aus den Beobachtungen in der Umgebung, die größtenteils erst viele Jahre nach dem Ereignis durchgeführt wurden, über die Zusammensetzung des Inhalationsgemisches und den zeitlichen Verlauf sowie die räumliche Ausdehnung geschlossen werden. Ein besonderes Problem für die Dosisabschätzung besteht darin, dass es sich zum Teil um partikelgebundene Radioaktivität handelt. Erst im Jahr 2000 wurde entdeckt, dass sich Mikrosphären in verschiedenen Größen aus Kern-

brennstoff und andere radioaktive Teilchen in der Umgebung der Geesthachter Anlagen befinden (Abb.2).

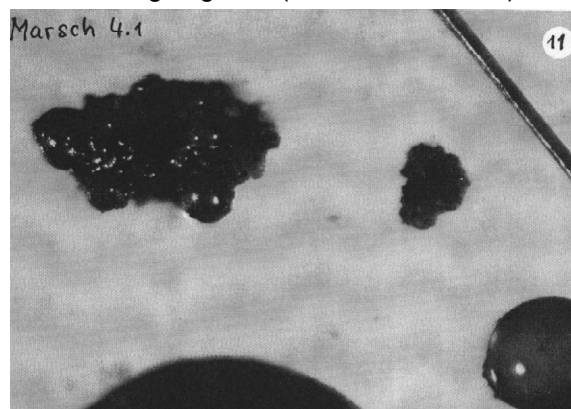
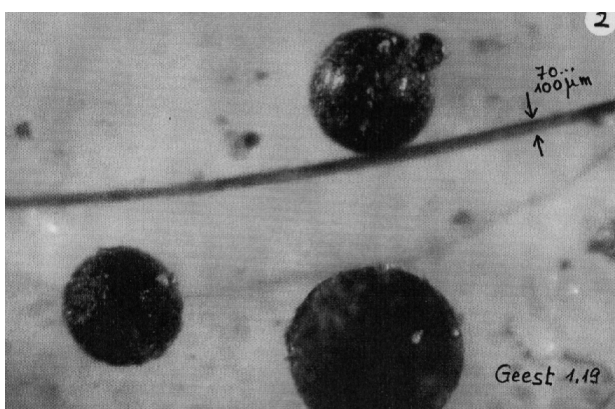
Die verschiedenen Untersuchungen über die Zusammensetzung der Umgebungskontamination bei Geesthacht ergaben, dass das zugrundeliegende Experiment zu dem Unfall einen Hybridreaktor betraf. Bei dieser Entwicklungslinie in der Kerntechnik sollten die Prinzipien der Energiefreisetzung durch Kernfusion und Kernspaltung kombiniert werden, um eine Effizienzsteigerung zu erreichen und gleichzeitig neues spaltbares Material zu erbrüten.

Ausgangsmaterialien für die Kernfusion sollten die Wasserstoffisotope Deuterium und Tritium sein: ${}^2_1\text{H} + {}^3_1\text{H} = {}^4_2\text{He} + \text{n}$ (14 MeV). Tritium sollte im Neutronenfluss ständig neu aus Lithium erbrütet werden:



Eine Möglichkeit, die für die Fusion notwendige Verdichtung zu erzeugen, ist das Inertial Confinement, bei dem sich das zu verschmelzende Material im Innern einer kugelförmigen Hülle befindet, die durch Verdampfung zur Implosion gebracht wird. Dieses kann durch Laserbeschuss erfolgen. An der Forschungsfront für die laser- oder durch Stoß geladener Teilchen induzierte Inertial-Confinement-Fusion stand nach Literaturangaben auch die Bundesrepublik Deutschland (Stickley 1978; Westervelt, Pollock 1979; Bock 1992).

Abb.2 Isolierte Mikrosphären aus Bodenproben vom nördlichen und südlichen Elbufer bei Geesthacht, unten auch eingebettet in keramisches Matrixmaterial
Zum Größenvergleich ist ein menschliches Haar beigefügt aus (Gabriel et al. 2001)



Die Spalt- und Brutzone des Brennelements (Blanket) muss Stoffe enthalten, die sich einerseits durch die schnellen Neutronen der Fusion

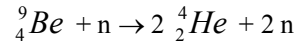
gut spalten lassen, wobei wieder Neutronen entstehen, und andererseits durch Aufnahme von Neutronen neue Spaltstoffe bilden („Brüten“). In

Frage kommen Th 232 (Brutprodukt U 233), U 238 (Brutprodukt Pu 239) und Transurane wie Am und Cm.

Größenangaben über Brennstofftabletten für die Hybridversion mit Laseraufheizung finden sich bei Velarde und Mitarbeitern (1980), die Gebilde mit Kugelaufbau von 1 mm und 0,47 mm Gesamtdurchmesser untersucht haben, ferner bei LoDato (1977) mit ebenfalls 1 mm Durchmesser und 0,5 mm für Hochtemperaturreaktorbrennstoff bei Bullock (1980).

Die grundsätzliche Anordnung der Schichten in Mikrobrennstoffkugeln zeigt Abb.3. Die Fusionszone im Innern (4) ist von der Blanketschale mit dem Spalt- und Brutmaterial (3) umgeben. Der Laserstrahl trifft auf die äußere Ablatorschicht (1), in der sich Material mit einem niedrigen Atomgewicht befindet, so dass es leicht verdampft werden kann. Darauf folgt die „Pusher“- oder „Tamper“-Schale (2) aus einem schweren Material wie z. B. Gold, die nach innen drücken soll, damit im Zentrum der Kugel ein maximaler Druck entsteht. Das Spalt- und Brutmaterial im Blanket kann seinerseits aus Mikrosphären bestehen.

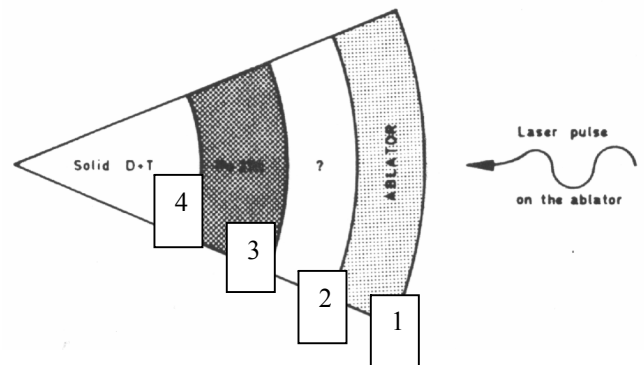
Zur Verbesserung der Neutronenausbeute wird in manchen Ausführungen das Blanket mit Beryllium versehen (Maniscaldo et al. 1981), das pro aufgenommenen Neutrons zwei weitere liefern kann:



Überlegungen zur Konfiguration und Sinnfälligkeit von Hybridanordnungen wurden in den westdeutschen Kernforschungsanlagen Jülich (Meuresch 1983) und Karlsruhe (Abdel-Khalik 1980) angestellt. Dokumente über konkrete Versuche sind uns nicht bekannt.

Abb.3

Prinzipieller Schichtenaufbau der Hybridmikrosphäre nach (Velarde et al. 1980)
Durchmesser 1 mm oder 0,47 mm
1 Ablator: Verdampfungszone
2 Pusher/Tamper
3 Spalt- und Brutzone (Blanket)
4 Fusionszone



II Indizien für eine Hybridanordnung (Fusion + Fission)

Die Indizien, anhand derer wir den Unfall bei Geesthacht als Hybridexperiment deuten, sind die folgenden:

1. In Bäumen aus der Elbmarsch wurden im Ringbereich 1986 erhöhte Tritiumkonzentrationen gefunden (Schmitz-Feuerhake et al. 1996; IPPNW & Bürgerinitiative 2002).
2. Unter den isolierten Partikeln aus der Umgebung fanden sich helle Phiolen mit flüssigem Inhalt, die eine β -Strahlung aussandten. Ein solcher Befund wird auch von der GKSS angegeben, die ein „rosafarbenes Teilchen“ auflösten und eine Aktivität von ca. 40 Bq Tritium in der Hälfte der Lösung ermittelten (GKSS 2001).
3. Massenspektrometrische Untersuchungen an Bodenproben, isolierten Mikrosphären sowie

Matrixmaterial zeigen erhöhte Konzentrationen der Elemente Lithium und Beryllium (Stevenson 2002; Meyer, Kriegseis 2002), ein Beispiel zeigt Abb.4.

4. Aus den massenspektrometrischen Untersuchungen geht hervor, dass das Blanket Thorium und Uran enthielt (Abb. 4, 5).
5. Massenspektrometrische Untersuchungen des gleichen Labors an Bodenproben aus der Gegend zeigten ebenfalls die schon im Dachstaub gefundenen Elemente Plutonium als Brutprodukt aus Uran sowie das Transuran Americium (Abb.5). Letzteres war in Thorium-Hybridssystemen als Verstärker für die Tritiumproduktion vorgeschlagen worden (Kumar, Sahin 1983; Sahin, Kumar 1983).

Abb.4 Massenspektrum (SIMS) eines zermahlenden Mikrokügelchens aus der Umgebung von Geesthacht; Probenahme Institut für Toxikologie Kiel

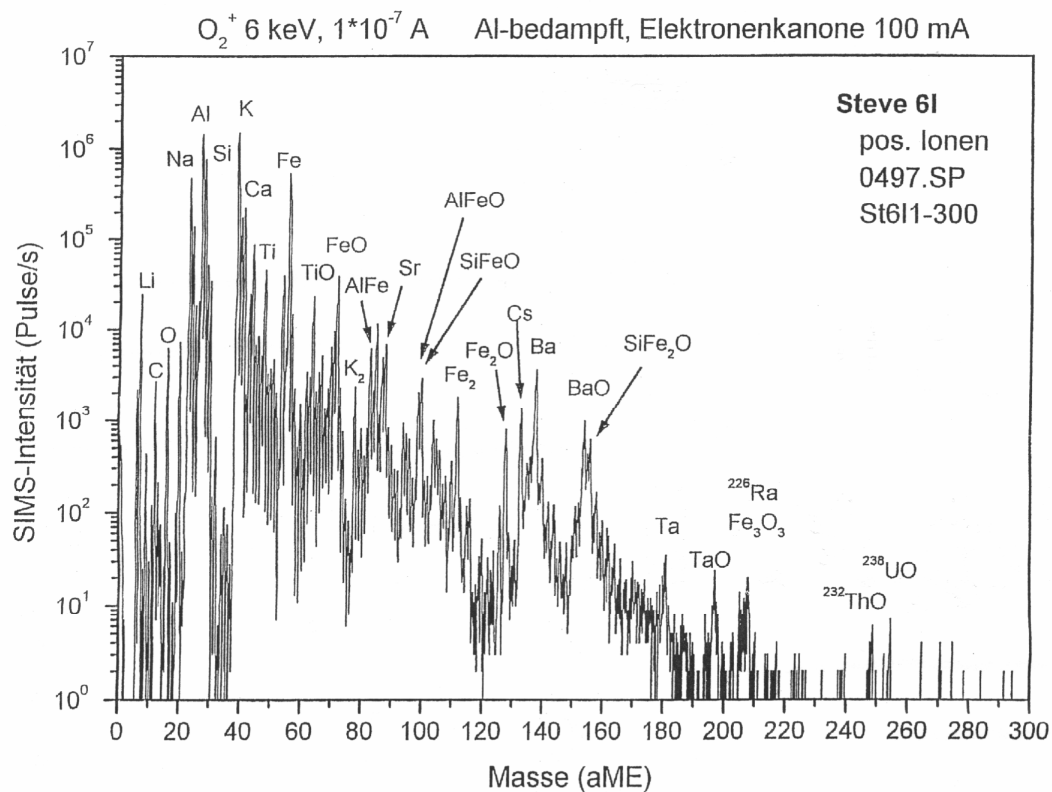
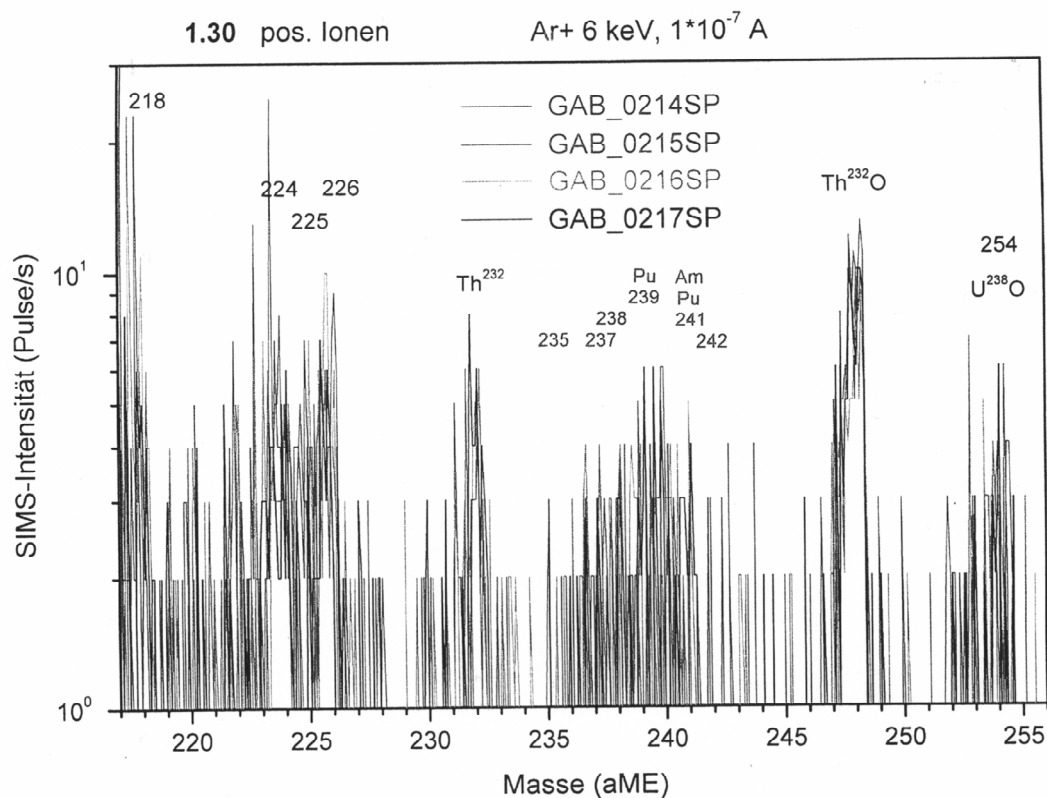


Abb.5 Massenspektrum (SIMS) einer Erdprobe aus dem Geestgebiet höchster Kugelformkonzentration an Pos.1.30, vergl. Karte Abb.6, S. 14 aus (ARGE PhAM 2003)



Die Messung im Bereich der höchsten Mikrosphärendichte ergab nach Größenseparation bei Partikeln mit Durchmessern $>122\ \mu\text{m}$ ein Aktivitätsverhältnis Th 232/U 238 von 3,1 (Grobfraktion, Tabelle 7). Für unseparierten Boden von der gleichen Stelle mit der höchsten

Th 232-Konzentration ergab sich ein Aktivitätsverhältnis 1,5 (Tabelle 8). Eine im Jahr 1991 durchgeführte Bodenmessung des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie ergab am Ort der höchsten Thoriumkonzentration ein Aktivitätsverhältnis von 9,3 (Anhang B).

Wegen der unterschiedlichen Halbwertszeiten lagen somit die Massenverhältnisse

Th 232/U 238 zwischen 4,6 und 29.

In der Grobfraktion (Tabelle 7) ergab sich für U 238/U 235 ein Aktivitätsverhältnis von 1,0. Das U 235 war somit 21-fach angereichert.

Gemische von Thorium und Uran wurden in Hochtemperaturreaktoren verwendet, wobei Anreicherungen für U 235 von 8-93 % zum Einsatz

Tabelle 2 Nukliderzeugung durch 14 MeV-Neutronenbestrahlung eines Thoriumblankets; experimentell bestimmte Rate (Krumbein et al. 1980)

Reaktion	Rate	Produkte
$^{232}\text{Th} (n,f)$	0,174	Spaltprodukte
$^{232}\text{Th} (n,\gamma)$	1,63	$^{233}\text{Th} \xrightarrow{22\text{ min}} ^{233}\text{Pa} \xrightarrow{27\text{ d}} ^{233}\text{U} (1.6\ 10^5\ \text{y})$
$^{232}\text{Th} (n,2n)$	0,42	$^{231}\text{Th} \xrightarrow{25.5\text{ h}} ^{231}\text{Pa} (3.3\ 10^4\ \text{y})$ $^{231}\text{Pa}(n,2n)^{230}\text{Pa} \xrightarrow{17.7\text{ d}} ^{230}\text{U} \xrightarrow{20.8\text{ d}} ^{226}\text{Th} \xrightarrow{31\text{ m}} ^{222}\text{Ra} \xrightarrow{38\text{ s}} ^{218}\text{Rn} \longrightarrow \dots \dots \dots ^{210}\text{Pb} (22\ \text{y})$
$^{232}\text{Th} (n,3n)$	0,30	$^{230}\text{Th} (8\ 10^4\ \text{y})$

Tabelle 3 Nukliderzeugung durch 14 MeV-Neutronenbestrahlung eines Uranblankets; experimentell bestimmte Rate (Krumbein et al. 1980)

Reaktion	Rate	Produkte
$^{238}\text{U}(n,f)$	1,18	Spaltprodukte
$^{235}\text{U}(n,f)$	0,23	Spaltprodukte
$^{238}\text{U}(n,\gamma)$	4,11	$^{239}\text{U} \xrightarrow{23\text{ m}} ^{239}\text{Np} \xrightarrow{2.3\text{ d}} ^{239}\text{Pu}$
$^{238}\text{U}(n,2n)$	0,27	$^{237}\text{U} \xrightarrow{6.7\text{ d}} ^{237}\text{Np} (2.14\ 10^6\ \text{y})$
$^{238}\text{U}(n,3n)$	0,34	$^{236}\text{U} (2.4\ 10^7\ \text{y})$

Spaltprodukte zu beiden Ausgangsstoffen wurden in den Messungen zum 12.9.86 festgestellt (Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

kamen (Kugeler, Schulten 1989). Hybridsysteme mit Hochtemperaturbrennstoff als Spalt- und Brutmaterial sind in der KFA Jülich offenbar favorisiert worden. Der Brennstoff im Blanket sollte in Form von „coated particles“, d.h. in eingebetteten Mikrosphären, angeordnet werden (Meuresch 1983).

Ein Teil solchen Materials bei Geesthacht war einem Fluss schneller Neutronen ausgesetzt. Dies lässt sich anhand der zu erwartenden Spalt-, Aktivierungs- und Brutprodukte nachweisen. Krumbein et al. (1980) haben Reaktionsraten für eine konzentrische Anordnung von Fusionszone und Thorium- oder Uranblanket bei Bestrahlung mit 14 MeV-Neutronen ermittelt. Es ergaben sich die in den Tabellen 2 und 3 aufgeführten Bestrahlungsprodukte.

Wie im folgenden gezeigt wird, waren die Endprodukte der Ketten in den Tabellen 2 und 3 in der Umgebung von Geesthacht nachweisbar, soweit sie sich nicht mit anderen dort aufzufindenden Nukliden messtechnisch überlappen.

Tabelle 2: Das Uranisotop 233, zu dessen Erzeugung die Hybridversion dienen soll, lässt sich gammaspektrometrisch in Erdproben nicht empfindlich nachweisen. Alphaspektrometrisch lässt

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Sebastian Pflugbeil

es nicht von ^{234}U unterscheiden, welches nachgewiesen wurde (Tabellen 7, 8), und in den Massenspektren kann es nicht von ^{232}Th getrennt werden.

^{231}Pa sendet nur eine schwache Gammaintensität bei 290 keV aus (6%) und war sporadisch gefunden worden (Anhang B). Erhöhungen von ^{210}Pb waren in sehr auffälliger Weise in Dachstaub- und anderen Umgebungsmessungen festzustellen (Anhang A). Das Thoriumisotop 230 ist in der Natur ein Folgeprodukt von U 238 (Tabelle 4). Es kann alphaspektrometrisch nachgewiesen werden. Wie die Messungen an gröbseparierten Bodenfraktionen zeigen (Tabelle 7), liegt es bei

der GKSS und auf der Elbmarschseite nicht im Gleichgewicht mit U 238 sondern in überhöhten Konzentrationen vor und bestätigt damit den in Tabelle 2 angegebenen Prozess.

Tabelle 3 enthält die zu erwartenden Bestrahlungsprodukte aus Natururan. Das Brutprodukt ^{239}Pu wurde bei Geesthacht in Dachstaub (Schmitz-Feuerhake et al. 2003) und Erdproben (Abb.5, Tabelle 7 und Anhang D,3) gefunden, ^{237}Np in Erdproben (Abb.5). Das Uranisotop 236 lässt sich gammaspektrometrisch nicht nachweisen und alphaspektrometrisch nicht von U 235 unterscheiden.

Tab.4 Natürliche Zerfallsreihen von Uran 238, Uran 235 und Thorium 232 im Dauergleichgewicht nach (Eisenbud 1987)

Natürliche Zerfallsreihe Uran 238				Natürliche Zerfallsreihe Uran 235				Natürl. Zerfallsreihe Thorium 232			
Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.	Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.	Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
U 238	4,5 10^9 y	α γ	100	U 235	7,1 10^8 y	α γ	4,66				
Th 234	24 d	β γ	"	Th 231	25,6 h	β γ	"				
Pa 234m	1,2 m	β γ	100	Pa 231	3,3 10^4 y	α γ	4,66	Th 232	1,4 10^{10} y	α γ	100
U 234	2,5 10^5 y	α γ	100	Ac 227	21,6 y	β α	"	Ra 228	6,7 y	β	100
Th 230	8,0 10^4 y	α γ	"	Th 227	18,2 d	α γ		Ac 228	6,13 h	β γ	"
Ra 226	1622 y	α γ	100	Fr 223	22 m	β γ		Th 228	1,9 y	α γ	"
				Ra 223	11,4 d	α γ	4,66	Ra 224	3,64 d	α γ	"
Rn 222	3,8 d	α	100	Rn 219	4,0 s	α γ	4,66	Rn 220	55 s	α	100
Po 218	3,05 m	α	"	Po 215	1,8 10^{-3} s	α	"	Po 216	0,16 s	α	"
Pb 214	26,8 m	β γ	"	Pb 211	36,1 m	β γ	"	Pb 212	10,6 h	β γ	"
Bi 214	19,7 m	β	"	Po 211	0,52 s	α γ	"	Bi 212	60,5 m	β, γ, α	"
Po 214	1,6 10^{-4} s	α γ	"	Tl 207	4,79 m	β	"	Po 212	3,0 10^{-7} s	α	54
Tl 210	1,3 m	β γ	"	Pb 207	stabil			Tl 208	3,1 m	β γ	36
Pb 210	22 y	β γ	"					Pb 208	stabil		
Bi 210	5,0 d	β	"								
Po 210	138 d	α	"								
Tl 206	4,2 m	β	"								
Pb 206	stabil										

HWZ Halbwertszeit y Jahre d Tage h Stunden m Minuten s Sekunden

*) wegen einer Verzweigung der Zerfallsreihe bei Bi 212 ist die Aktivität von Po 212 und Tl 208 geringer als für Bi 212

III Zeitdauer, Ausdehnung und Intensität der radioaktiven Wolke

Am 12.9.86 kam es zu einer Radioaktivitätsfreisetzung im Raum Geesthacht (IPPNW, Bürgerinitiative 2002; Schmitz-Feuerhake et al. 2005). Bezüglich der Zeitdauer ist verwendbar, dass im Kernkraftwerk zwischen 7.30 und 11.30 Uhr ein Anstieg der kurzlebigen gammastrahlenden radioaktiven Aerosole registriert wurde. Es ist plausibel – wie von der Aufsichtsbehörde behauptet – dass dieser durch eine Außenkontamination zustande kam, die über die Zuluftanlage des Werks nach innen befördert wurde. Die Belüftungsanlage befindet sich in 44 m Höhe im Reaktorgebäude,

1,3 km nordwestlich der GKSS. Auf dem Gelände des Kernkraftwerks trat in dem Zeitraum eine Kontamination in Bodennähe auf, deren Aktivität von der Aufsichtsbehörde mit ca. 500 Bq/m³ angegeben wurde (Ministerium 1993).

Das Routineüberwachungsprogramm für die beiden kerntechnischen Anlagen gestattet keine Aussagen über die Ausdehnung einer Unfallkontamination (Schmitz-Feuerhake et al. 2005). Registriert wurde die Wolke in der Nahumgebung an den 3 folgenden Punkten: (a) um 9.00 Uhr am 12.9. in Obermarschacht, 3 km westlich der GKSS, anhand einer Messung der Bodenoberflächenaktivität (Betastrahlung), (b) im Sediment der

Elbe an der Einleitstelle der GKSS bei Flusskilometer 578,6, gelegen 0,8 km südöstlich der GKSS, (c) im Wasserwerk Geesthacht in der Krümmelstraße in unmittelbarer Nähe des Kernkraftwerks, 1,7 km nord-westlich der GKSS. Ferner wissen wir, dass die Wolke am Vormittag die Stadt Geesthacht erreichte, wo sich eine junge Frau, die zu der Zeit eigentlich in Hamburg-Wandsbek wohnte, in der Gerstentwiete aufhielt. Diese Straße liegt etwa 5 km nordwestlich der GKSS. Diese Frau wies in der Messung 1993 des Bremer Labors eine der höchsten Raten an dizen-trischen Chromosomen auf ($5 \cdot 10^{-3}$).

Weitere Hinweise über die Ausdehnung der Kon-tamination geben die Messungen entlang des nördlichen und südlichen Elbufers durch ARGE PhAM, die vom westlichen Ortsteil Rönne (6,5 km westlich GKSS) bis zum Ortsteil Adendorf (3 km südöstlich GKSS) der Samtgemeinde Elbmarsch Befunde von Kernbrennstoff-Mikrosphären ergaben (ARGE PhAM 2001), s. Abb.6. Mi-

krosphären wurden jedoch auch noch in Adendorf nördlich Lüneburg, 14 km südöstlich von der GKSS, gefunden.

Die Meßstation Altengamme der Kernkraftwerks-fernüberwachung (KFÜ) zeigte in der 37. Kalen-derwoche einen Peak, s. Abb.7. Diese Station be-findet sich etwa 10 km westlich der GKSS. Der Kommentar der auswertenden Firma ESN zu den Meßwerten lautet: „33-38 KW schwankende Meßwerte bei Gerätestörung (ND-Sonde defekt)“.

In der Tabelle 5 sind verschiedene Ableitungen und Angaben zu Nuklidkonzentrationen in der Luft aufgeführt, die sich anhand von Umge-bungsmessungen zu der Kontamination am 12.6.86 gewinnen lassen. Der Vergleich mit übli-chen Backgroundkonzentrationen und Messungen nach Tschernobyl zeigt, dass es sich um eine relativ enorme Luftkontamination gehandelt hat.

Abb.6 Probenahmestellen (offene Kreise) und Fundorte für Mikrokügelchen (Pfeile)

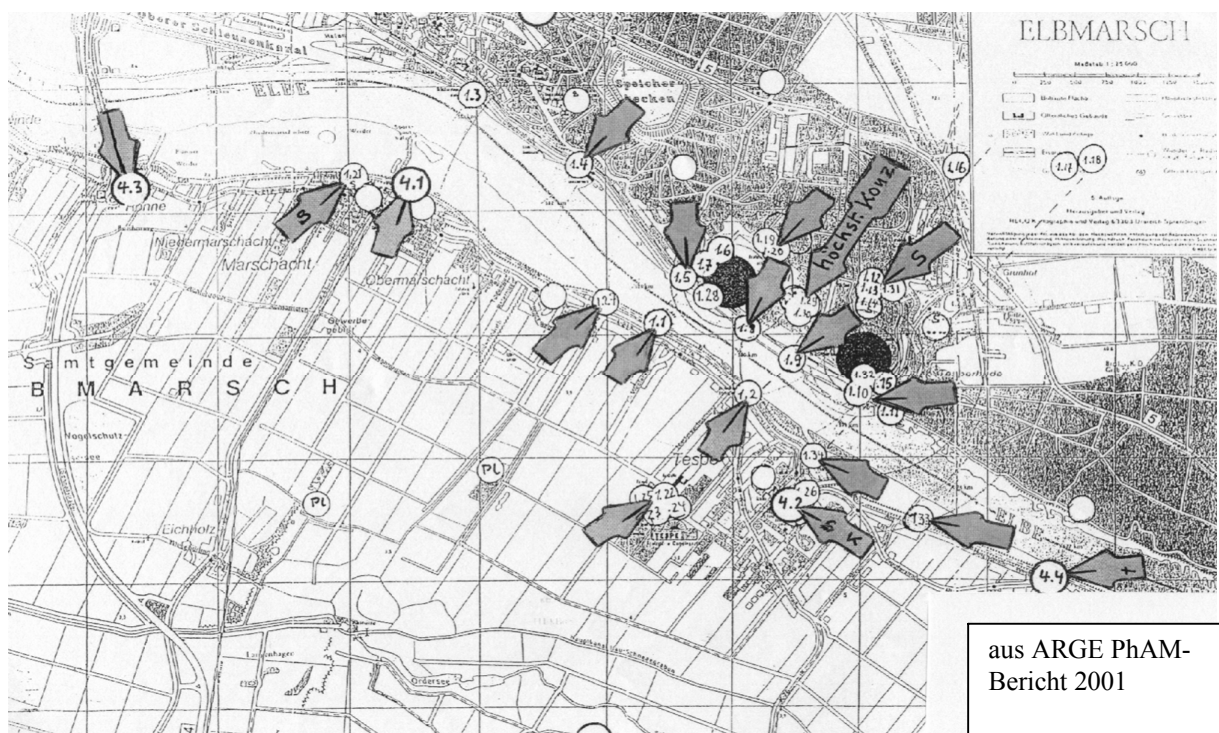
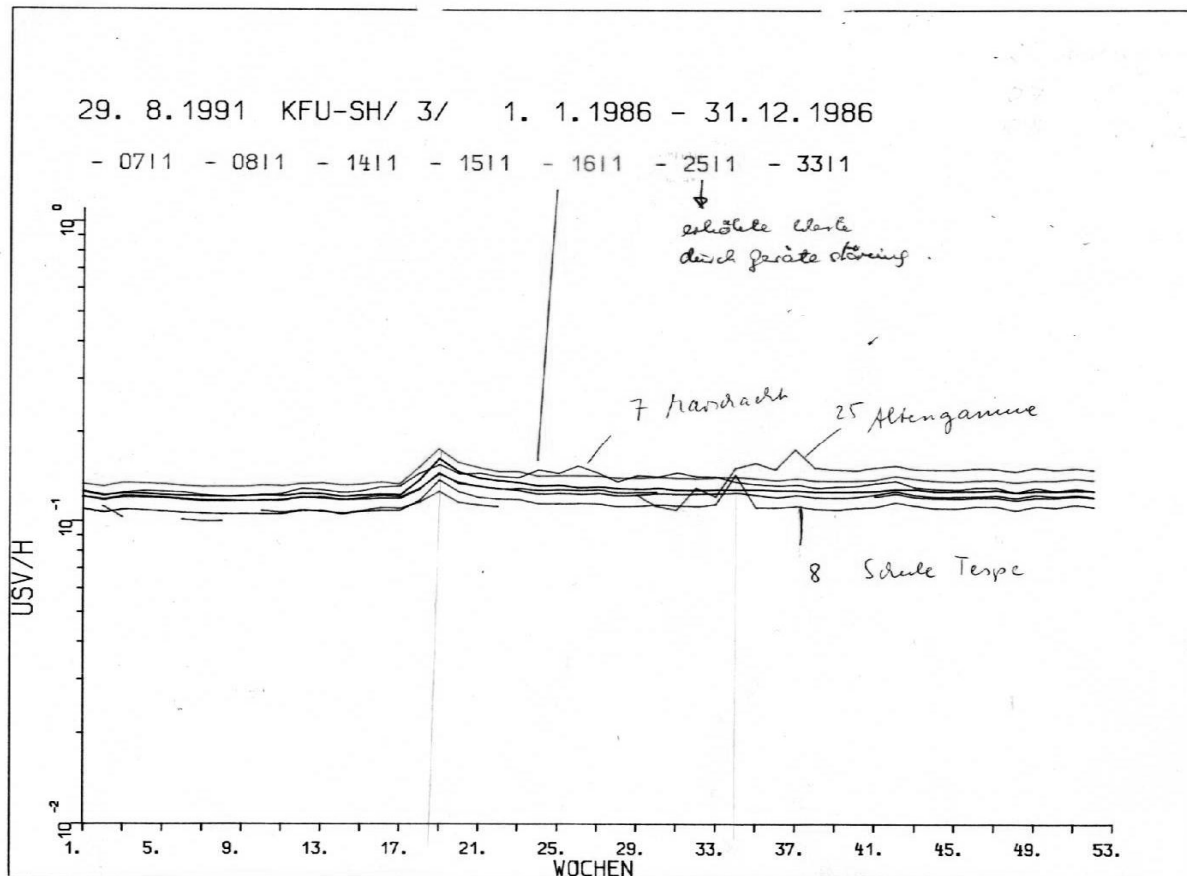


Abb.7 Auszug Kernkraftwerksfernüberwachung 1986/Ortsdosisleistung im Freien



Tab.5 Rekonstruktion von Radioaktivitätskonzentrationen in der Luft am Unfalltag 12.9.86 im Vergleich zu normalem Background und Tschernobylaktivität

Ort	Nuklide	Konzentration Bq/m ³	Bemerkungen	Referenz
Belastete Gebiete				
Obermarschacht	Beta-Aerosole	300	abgeleitet aus gemessener Oberflächenaktivität	(1, 2)
Wasserwerk Geesthacht	Cs 137	277	abgeleitet aus Wasseraufbereitung	(1, 2)
Maschinenhausdach Krümmel	Beta-Aerosole	9000	abgeleitet von Festkörperdosimetermessung	(1, 2)
Gelände Kernkraftwerk Krümmel	Gamma-Aerosole	500	Angabe Aufsichtsbehörde v. 19.2.93	(3)
Kontrollwerte				
Braunschweig GKSS	Cs 137	0,03 0,006	Mai 1986 (Tschernobyl)	(4) (5)
GKSS	Beta-Aerosole	0,66	Mai 1986 (Tschernobyl)	(5)
Deutschland	Beta-Aerosole	ca. 0,001	normaler Background 1982-1985	(4)
Geesthacht	Gamma-Aerosole	< 10	normaler Background	(6)

- (1) IPPNW, Bürgerinitiative 2002
- (2) Schmitz-Feuerhake et al. 2005
- (3) Ministerium 1993
- (4) Bundesminister 1986
- (5) GKSS 1986
- (6) Bundesamt 2003

IV Weitere Analysen zur Zusammensetzung der Schwermetallmikropartikel

Im Jahr 2002 wurde eine Probe aus separierten Schwermetallmikrosphären, die von H.W. Gabriel unter dem Mikroskop isoliert worden waren, an der Universität Bremen gammaspektrometrisch untersucht (Landesmesstelle 2002). Sie entstammten Bodenproben aus der Nähe der GKSS. Die Teilchengrößen lagen zwischen 20 und 1000 µm und die Probenmenge betrug ca. 0,5 g. Außer Pb 214, das dem Untergrund der Messanlage zuzuordnen ist, wurde oberhalb der Nachweisgrenze das Folgeprodukt von Thorium 232 bestimmt:

Ra 224 $0,31 \pm 0,10$ Bq

Bei angenommenem radioaktivem Gleichgewicht (Tabelle 4) ergibt sich für Th 232 somit eine mittlere Konzentration in den Partikeln von 0,62 Bq/g bzw. 620 Bq/kg.

Von der GKSS wurden in den Untersuchungen an isolierten Kügelchen ebenfalls Thoriumderivate gemessen (GKSS 2001). Nach Versetzen mit Lösungsmittel zeigten sich in der Erstmessung die kurzlebigen Tochternuklide Bi 212 und Po 212 als Folge austretenden Radonga-ses Rn 220 (Thoron), vergl. Tabelle 4.

Um die Kontaminierung des Bodens mit Kernbrennstoffen, einschließlich der Partikel in verschiedenen Größenfraktionen, näher zu untersuchen, wurden im Dezember 2004 erneut Bodenproben an ausgesuchten Stellen genommen. Auf der nördlichen Elbseite liegt im Ortsteil Tesperhude von Geesthacht eine Waldschule (Pos. 1.12 in Karte Abb.6), dicht bei der GKSS. Die Proben von dort stammen aus einem Waldstück neben der Schule, in dem seit 1986 ver-

mutlich keine Bodenbewegungen stattgefunden haben. Die obersten 5 cm der Bodenschicht wurden verworfen, um Humusbildung seit 1986 zu berücksichtigen, und die Proben aus etwa 5-15 cm Tiefe entnommen.

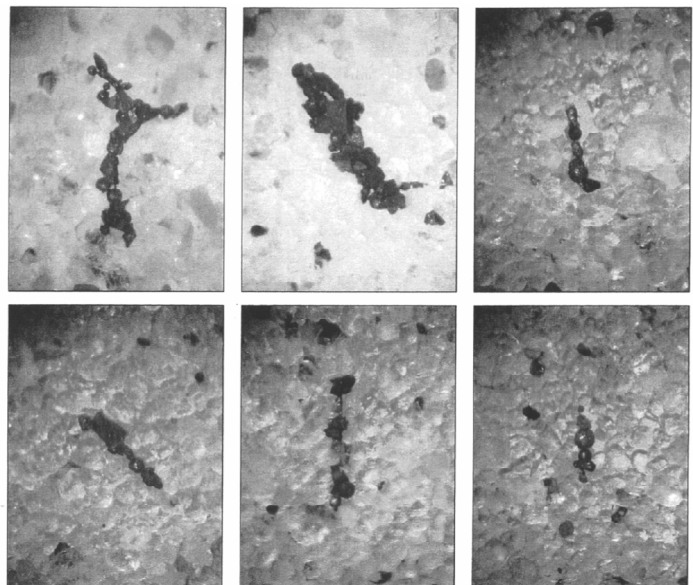
Auf gleiche Weise gingen wir bei der Probenahme auf der Elbmarschseite vor, beim Kriegerdenkmal in Tespe (Pos. 1.2 in Karte Abb.6). Dort wurden ebenfalls Stellen unterhalb größerer Bäume ausgesucht, um möglichst über 20 Jahre unbearbeiteten Boden zu gewinnen.

Je etwa 500 g dieses Materials wurden im Labor GeoLab+GeoExploration, Weinheim, durch Größen- und Dichtenseparierung auf unnatürliche Bestandteile untersucht (Fuhrmann 2005). Nach Herstellung mehrerer Fraktionen durch Sieben mit unterschiedlicher Maschenweite konnten die Partikel wegen ihres Schwermetallgehaltes durch Sedimentation nach dem Prin-zip der Goldwäscherpfanne angereichert werden und großenteils auch durch magnetische Anziehungskraft. Abb.8 zeigt die Wirkung von Magneten auf die Bestandteile der Proben.

Für Radioaktivitätsmessungen wurden Fraktionen nach Tabelle 6 gebildet. Die Humusanteile in den Proben wurden vor der Größenseparierung durch Wässern, Erhitzen und Dekantierung weitgehend entfernt. Die Fraktionen wurden durch Naßsiebung hergestellt.

Messungen mit einem Kontaminationsmessgerät an der Oberfläche zeigten bereits deutlich erhöhte Radioaktivität. In Tabelle 6 wird der Faktor der Erhöhung gegenüber dem Untergrund von 0,03 Impulse/s angegeben.

Abb.8 Clusterbildung der Mikrokügelchen aus Bodenproben bei Geesthacht durch magnetische Anreicherung, aus (Fuhrmann 2005)



Tab.6a Probenserie Waldschule (Fuhrmann 2005)
nass korngößenklassifiziert/unangereichert

Korngröße mm	Gewicht g	Messung Geigerz. Faktor	Alphamessung Minsk
< 0,063	0,55	100	+
0,063 - 0,122	2,04	1	+
0,122 - 0,263	7,66	90	+
0,263 - 0,466	6,06	90	

Tab.6b Probenserie Kriegerdenkmal (Fuhrmann 2005)
nass korngößenklassifiziert/unangereichert

Korngröße mm	Gewicht g	Messung Geigerz. Faktor	Alphamessung Minsk
< 0,063	5,46	150	+
0,063 - 0,122	18,84	90-133	+
0,122 - 0,263	6,98	150	
0,263 - 0,466	1,06	120	

Die Proben < 0,063 bis 0,122 mm wurden des weiteren im Dezember 2005 in der International Sakharov Environmental University in Minsk untersucht, ferner die Fraktion 0,263-0,466 mm aus der Serie Waldschule. Außerdem wurde eine Probe ohne Größenseparierung, die aus den magnetisch angereicherten Partikeln nach Abb.8 gewonnen worden war, dort vermessen.

Das Probenmaterial wurde chemisch rückstandslos aufgeschlossen und die Elemente Uran, Thorium und Plutonium extrahiert, bevor sie alphaspektrometrisch vermessen wurden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 niedergelegt.

Tab.7 Alphaspektrometrische Messungen an Erdproben vom Dez. 2004, Labor Minsk
größensepariert fein: <0,063 – 0,122 mm grob: 0,122 – 0,263 mm
Ergebnisse in Bq/kg

	Tesperhude, Waldschule Pos. 1.12 Nähe GKSS			Kriegerdenkmal Pos.1.2 Tespe (Elbmarsch)
	magnetisch angereichert	grob	fein	fein
Th 228	210 ± 80	45 ± 20	25 ± 3	9,6 ± 1,5
Th 230	310 ± 80	45 ± 20	650 ± 30	69 ± 3
Th 232	210 ± 80	40 ± 15	38 ± 9	11 ± 1
U 234	230 ± 50	15 ± 6	12 ± 3	12 ± 3
U 235	95 ± 45	13 ± 5	0,25 ± 0,05	0,18 ± 0,06
U 238	185 ± 45	13 ± 5	28 ± 5	21 ± 4
Pu 238	11 ± 5	3,2 ± 1,5	0,07 ± 0,02	0,3 ± 0,1
Pu 239/240	36 ± 10	11 ± 5	2,7 ± 0,3	7,7 ± 0,7
Th 232/U 238	1,1	3,1	1,4	0,52
Th 230/U 238	1,7	3,5	23	3,3
U 235/U 238	0,51	1,0	0,0089	0,0086
Pu 238/Pu(239+240)	0,31	0,29	0,026	0,039

Die Ergebnisse zeigen, dass die Isotope der Aktinide Thorium und Uran sich unterschiedlich auf die Fraktionen verteilen. Dies wäre bei natürlicher Zusammensetzung nicht möglich. Die höheren

Aktivitäten in der magnetisch angereicherten Fraktion zeigen, dass die Schwermetallpartikel diese Aktinide in sehr viel höherer Konzentration

enthalten als die übrige Erde, und auch mehr Plutonium.

Das Thoriumisotop 230 ist auffällig erhöht. Bei natürlichem Ursprung müsste es sich im Gleichgewicht mit seinem Mutternuklid Uran 238 befinden (Tabelle 4, S. 12). Es ist ein zu erwartendes Folgeprodukt bei der Bestrahlung von Thorium 232 mit schnellen Neutronen (vergl. Tabelle 2 auf S. 11).

Das Gewichtsverhältnis von U 235/U 238 im natürlichen Gemisch von 0,7 % entspricht einem Aktivitätsverhältnis von 4,66 %. In den feinen Fraktionen befindet sich abgereichertes Uran, in der groben und der magnetisch angereicherten befindet sich hoch angereichertes Uran.

Die gemessenen Plutoniumaktivitäten sind viel zu hoch, um durch den normalen Background der Atomtests erklärt werden zu können. Messungen in Deutschland ergaben Bodenkonzentrationen von maximal 0,24 Bq/kg für Pu 239/240 und 0,008 Bq/kg für Pu 238 (Bunzl & Kracke 1987). In den gemessenen Fraktionen nach Tabelle 11 sind die Konzentrationen bis um das 150-fache bzw. 1400-fache höher. Es ist jedoch undenkbar, dass man das Plutonium aus dem normalen Fallout durch Ausschwaschen und Größenseparierung des Bodens anreichern kann.

Im alten Bombenfallout beträgt das Verhältnis der Aktivitäten von Pu 238/Pu (239+240) 0,03 bis 0,04 (Hardy et al. 1973; Bunzl & Kracke 1988). In den Proben mit stark angereichertem Uran ist der Pu 238-Anteil gegenüber Bombenfallout stark erhöht. Das bedeutet, dass der Kernbrennstoff für längere Zeit einem Neutronenfluss ausgesetzt war.

Weitere Analysen wurden an 3 bzw. 2 Chargen des gleichen Probenmaterials im Henryk Niewodniczański Institut für Kernphysik in Krakau durchgeführt (Tabelle 8). Dabei wurde das Bodenmaterial nur getrocknet, homogenisiert und dann ein Quantum für die Messungen weiterverarbeitet. Wie ein Besuch durch das ZDF und Dipl.-Ing. Gabriel im Institut ergab, wurden diese Proben nicht rückstandslos aufgeschlossen. Es ist daher unklar, wie vollständig der Inhalt der einzelnen Partikel erfasst wurde. Die Ergebnisse zeigen aber den vergleichsweise enormen Gehalt des Bodens an Thorium und Uran, der bis zum etwa 100-fachen der in dieser Gegend zu erwartenden Konzentration betrug, s. unten. Das Thoriumisotop 228, das bei natürlicher Zusammensetzung im Gleichgewicht mit Th 232 steht (Tabelle 4), wurde nicht gemessen sondern seine Aktivität als gleich mit der von Th 232 angegeben.

Tab.8 Alphaspektrometrische Messungen an Erdproben vom Dez. 2004, Labor Krakau
Mischproben, unsepariert Ergebnisse in Bq/kg

	Tesperhude, Waldschule Pos. 1.12 Nähe GKSS			Kriegerdenkmal Pos.1.2 Tespe (Elbmarsch)	
	P 1-1	P 1-2	P 1-3	P 2-1	P 2-2
Th 228*)	398	287	116	25	97
Th 230	289	170	67	41	37
Th 232	398	287	116	25	97
U 234	270	232	67	55	217
U 235	11	9	2	3	8
U 238	268	227	61	43	225
Pu 238	<0,110	<0,032	<0,300	<0,230	<0,450
Pu 239/240	<0,160	<0,046	<0,430	<0,320	<0,640
Am 241	<0,053	<0,041	<0,177	<0,117	<0,155

*) keine Messwerte, Th 228 wurde pauschal mit Th 232 gleichgesetzt

V Abschätzung der Strahlendosis

Prinzipielle Vorgehensweise

Der schlagartige Anstieg der Leukämiefälle in den Jahren 1990/91 weist darauf hin, dass die verursa-

chende Radioaktivität nicht chronisch auf die Bevölkerung einwirkte, sondern durch einen kurzfristigen Vorgang freigesetzt wurde. Daher ist es wahrscheinlich, dass die entscheidende Belastung durch das Unfallereignis im September 1986 er-

zeugt wurde und die wirksamsten Umgebungs-kontamination auf diesen zurückzuführen sind.

Bei einer Freisetzung über den Luftpfad kann angenommen werden, dass die Strahlendosis überwiegend durch den Beitrag der alphastrahlenden Nuklide zustande kam, da diese bei Inkorporation die höchsten Dosisfaktoren aufweisen (Tabelle 9). Da die Dosisfaktoren dieser Alphastrahler – mit Ausnahme der Radiumisotope und Pb 210 – bei Inhalation wesentlich höher sind als bei Ingestion, wird zunächst die Inhalationsdosis infolge des Unfalls betrachtet.

Unter den aufgefundenen Alphastrahlern bilden die Thoriumisotope Th 228, Th 230 und Th 232, das Folgeprodukt Pb 210 und die α -strahlenden Transurane diejenigen Nuklide mit den weitaus höchsten Inhalationsdosisfaktoren.

Aus der Anzeige über überhöhte Radioaktivität im Kernkraftwerk kann die Zeitdauer der erhöhten Umgebungsradioaktivität in der Luft abgeschätzt werden.

Die Zusammensetzung des Inhalationsgemisches lässt sich aus den aufgefundenen Bodenkontaminationen rekonstruieren.

Als Belastungspfade für die Leukämieinduktion kommen die somatische Exposition kleiner Kinder, die Exposition im Mutterleib und die genetische Induktion über präkonzeptionell exponierte Eltern infrage. Daher werden die Dosisfaktoren für das Knochenmark von Kleinkindern und diejenigen für den Uterus und die Gonaden von Erwachsenen benutzt. Außerdem wird die Kno-

chenmarksdosis für Erwachsene abgeschätzt, um das entsprechende Leukämierisiko für Erwachsene zu betrachten.

Ein Problem stellt allerdings die Tatsache dar, dass die Radionuklide großenteils partikelgebunden auftraten. Insbesondere bei der Inhalation hängt die entstehende Dosis von der Aufenthaltsdauer und der Löslichkeit der Partikel in der Lunge ab und diese wiederum stark von der Größe.

Langlebige Nuklide

Es wird zunächst gezeigt, dass sich beiderseits der Elbe bei Geesthacht bedeutsame Immissionen von Uran- und Thoriumisotopen befinden, die nicht natürlichen Ursprungs sein können.

Das Elbmarschgebiet und das schleswig-holsteinische Ufer der Elbe gehören nach Untersuchungen des Bundesamts für Strahlenschutz zu den Gegenden mit der geringsten natürlichen terrestrischen Strahlung in Deutschland (BfS 2007). Die Gammadosisleistung liegt dort unter $0,08 \mu\text{Sv/h}$. Diese Exposition wird hauptsächlich durch die Radioisotope der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium im Untergrund erzeugt.

Messwerte über die Thorium- und Urangelhalte des Bodens in der Elbmarsch und auf der Geesthachter Elbseite aus dem Zeitraum vor 1986 liegen uns nicht vor. Die gammastrahlenden Folgeprodukte dieser Nuklide werden in den uns vorliegenden Meßdaten aus der vorgeschriebenen Umgebungsüberwachung für die beiden kerntechnischen Anlagen nicht ausgewiesen.

Tab.9 Inhalationsfaktoren für verschiedene bei Geesthacht aufgefundene Radionuklide in Sv/Bq für verschiedene Altersklassen nach ICRP 71, 1995
AMAD 1 μm , Absorption Type F

	d Tage	h Stunden	m Minuten	s Sek.	y Jahre		
	3 Monate Knochenm.	1 Jahr Knochenm.	5 Jahre Knochenm.	Erw. Knochenm.	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Sr 90 (29 y)	$8,6 \cdot 10^{-7}$	$3,3 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$
Cs 137 (30 y)	$6,8 \cdot 10^{-9}$	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$4,4 \cdot 10^{-9}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$	$4,2 \cdot 10^{-9}$	$4,9 \cdot 10^{-9}$
Ce 144 (284 d)	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$	$5,6 \cdot 10^{-9}$	$5,6 \cdot 10^{-9}$	$5,5 \cdot 10^{-9}$
Pb 210 (22 y)	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$
Ra 224 (3,7 d)	$6,1 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$7,2 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
Th 228 (1,91 y)	$8,4 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$9,7 \cdot 10^{-6}$	$9,8 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$
Th 230 (7,7 10^4 y)	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$4,9 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-6}$

Th 232 ($1,4 \cdot 10^{10}$ y)	$7,8 \cdot 10^{-4}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
U 234 ($2,5 \cdot 10^5$ y)	$5,6 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$9,4 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$
U 238 ($4,5 \cdot 10^9$ y)	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$9,1 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$
Np 237 ($2,14 \cdot 10^6$ y)	$3,7 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$
Pu 239/240	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$
Pu 241 (14,4 y)	$4,3 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-7}$
Am 241 (432 y)	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$7,4 \cdot 10^{-6}$

Das Niedersächsische Institut für Radioökologie an der Universität Hannover führte in den Jahren 1984-86 Messungen des Uran 238-Gehaltes von Böden in verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Gegenden Niedersachsens aus (Kühn u. Knopke 1987). Im Landkreis Lüchow-Dannenberg, der sich 60 km entfernt südöstlich an der Elbe erstreckt, ergab sich eine U 238-Konzentration von 1,8 Bq/kg (1 Analyse). In den Landkreisen Uelzen, Soltau-Fallingb. und Rotenburg/Wümme, den nächsten südlich der Elbe gelegenen vermessenen Regionen zu Geesthacht ergaben sich die Werte 2,8 Bq/kg (4 Analysen), 2,6 Bq/kg (5 Analysen) und 6,7 Bq/kg (1 Analyse). Wir gehen daher davon aus, dass die natürlichen Gehalte für dieses Nuklid sich in der Elbmarsch und bei Geesthacht unterhalb von 7 Bq/kg bewegen.

Innerhalb der Massen der Elemente Uran und Thorium bilden die Isotope U 238 und Th 232 die wesentlichen Anteile. Der Thoriumgehalt beträgt in den hauptsächlich vorhandenen Mineralien zwischen 0,5-6 desjenigen von Uran (Bayer 1980). Wegen des Verhältnisses der Halbwertszeiten von Th 232/U 238 von etwa 3 entspricht einem Faktor 3 im Massenverhältnis der gleichen Aktivitätskonzentration, d.h. das Aktivitätsverhältnis beträgt 0,2-2 desjenigen von Uran. Daher nehmen wir für beide Nuklide eine mittlere Backgroundkonzentration von 5 Bq/kg bei Geesthacht an.

Die höchste Konzentration für Thorium 232 im nicht größtenklassifizierten Boden lag in den Messungen von 2004 bei 400 Bq/kg (Tabelle 8). Das Niedersächsische Landesamt für Immissionsschutz führte im Jahr 1991 im Zusammenhang mit dem aufgetretenen Leukämieproblem Bodenmessungen an 7 Stellen entlang des Elbufers mit Probenahme aus den obersten 5 cm aus, davon 6 in der Samtgemeinde Elbmarsch und 1 Messung in

Schwinde, dem westlichen Nachbarort. Die Ergebnisse sind im Anhang B aufgeführt.

In Tespe, Im Westerfeld, direkt gegenüber dem KKK, wurde für Th 232 eine Konzentration von 224 Bq/kg gemessen. Dieses wurde gammaspektrometrisch und deshalb vermutlich über das Folgeprodukt Ac 228 unter Annahme radioaktiven Gleichgewichts festgestellt. Da jedoch eine Thoriumkontamination angenommen werden muss, befand sich das Ac 228 wegen der Halbwertszeit des Thoriumfolgeprodukts Ra 228 von 6,7 Jahren (Tabelle 4) im Jahr 1991 sicherlich noch nicht im Gleichgewicht. Seit der Freisetzung 1986 und unter der Annahme, dass der eingesetzte Brennstoff in dem Hybridexperiment nicht viel älter als 1 Jahr gewesen ist, dürfte etwa erst 1 Halbwertszeit vergangen gewesen sein. Somit hätte der Ac 228-Messwert nur der Hälfte der Aktivität des Ausgangsnuklids Th 232 entsprochen, dessen Konzentration daher mit 438 Bq/kg anzusetzen ist. Wir gehen daher von einer Th 232-Freisetzung aus, die einem Maximalwert von ca. 400 Bq/kg Bodenkonzentration entspricht.

Zur Abschätzung der Strahlendosis nehmen wir für die Bodenkonzentration durch den zusätzlichen Th 232-Eintrag im 5 km-Umkreis einen Mittelwert von 15 Bq/kg an. Dieser resultiert aus den Ergebnissen der durchgeführten Bodenmessungen, s. Tabelle 10 (Mittelwert ohne den Maximalwert 438 von 27 Positionen südlich und nördlich der Elbe im 5 km-Umkreis: 15,4 Bq/kg Trockenmasse). Damit würde die mittlere Th 232-Kontamination etwa 4 % der Maximalkonzentration entsprechen. Dieses halten wir für einen realistischen Ansatz.

Die Frage ist allerdings, wie die inhomogene Verteilung auf die verschiedenen großen Partikel zu berücksichtigen ist. Die ICRP betrachtet bei der Ableitung von Dosisfaktoren für eingeatmete Ae-

rosale nur Partikeldurchmesser von 0,001 µm bis 100 µm als von „praktischem Interesse“. In der Lunge wirken die Aerosole über 3 Mechanismen: Ablagerung durch Trägheitskräfte, Sedimentation infolge Schwerkraft und Diffusion.

Bei kleinen Partikeln mit < 0,5 µm Durchmesser überwiegt nach ICRP die Diffusion und eine Abhängigkeit von der Dichte wird als vernachlässigbar angesehen. Der thermodynamische Durchmesser d_{th} ist der äquivalente Durchmesser eines sphärischen Partikels mit dem gleichen Diffusionskoeffizienten wie das interessierende Partikel, es wird angenommen, dass d_{th} dem „geometrischen“ Durchmesser d_p entspricht: $d_{th} \approx d_p$.

Bei Partikeln < 0,5 µm Durchmesser überwiegen Sedimentation und Trägheitskraft und es wird folgende Abhängigkeit angenommen: der aerodynamische Durchmesser $d_{ae} \approx \rho^{1/2} d_p$, wobei ρ die Dichte des Partikels ist. Die Einheit des aerodynamischen Durchmessers ist das AMAD (Activity

Median Thermodynamic Diameter). 1 AMAD entspricht $d_{ae} = 1 \mu m$ bei Dichte $1 g/cm^3$ 50 % der Partikel oberhalb davon, 50 % unterhalb dieser Größe. Die Dosisfaktoren in Tabelle 9 beziehen sich auf Partikel von 1 AMAD.

Über die Partikelgrößenverteilung haben wir in unserem Fall anhand der bislang vorliegenden Messungen keine genaueren Kenntnisse. Auch wissen wir nicht, welcher Anteil bei der Inhalation der Bevölkerung aufgrund der Partikelgröße keine Rolle mehr gespielt hat, weil die schweren Teilchen sofort zu Boden gefallen sind. Man kann aber davon ausgehen, dass letztere nur im unmittelbaren Nahbereich des Unfallortes relevant zur Bodenkontamination beige-tragen haben, wie sich auch in den Angaben von ARGE PhAM zur abnehmenden Kügelchenkonzentration mit der Entfernung vom Ort höchster Teilchendichte widerspiegelt.

Tab.10 Zusammenstellung von Th 232-Werten aus Bodenmessungen in Bq/kg
Angenommener Background 5 Bq/kg

Einzelwerte	
Messwert -Backgr. +Zeitkorr.	Krümmel 94/KKK-Gelände (Anhang A,1)
	Ac 228 11,4
	6,4
	10,4
ARGE PhAM 2001 Pos.1.5 (Anhang D,3)	
Th 232 32	
27	
NLIS 1991 (Anhang B)	
Messwert -Backgr. +Zeitkorr.	Schwinde Rönne Tespe 1 Tespe 2 Tespe 3 Avendorf Obermarschacht
	Ac 228 13,9 24,8 224 11,6 9,2 9,0 15
	8,9 19,8 219 6,6 4,2 4,0 10
	17,8 39,6 (438) 13,2 8,4 8,0 20
Göttingen 1996, Elbmarsch (Anhang C)	
Messwert -Backgr. +Zeitkorr.	Pos. Nr. 1 2 3 4 5
	Ac 228 27,8 6,4 9,9 22,4 12,7
	22,8 1,4 4,9 17,4 7,7
	33,6 2,1 7,2 25,7 11,4
ARGE PhAM 2001 Bq/kg Feuchtmasse (Anhang D,1)	
Messwert Korrektur -Backgr. +Zeitkorr.	Pos. 2.36 1.30 1.19 1.12 1.10 1.5
	Ac 228 20 9,3 9,1 6,9 8,0 6,6
	26,7 12,4 12,1 9,2 10,7 8,8 Trockenmasse*)
	21,7 7,4 7,1 4,2 5,7 3,8
	26,9 9,2 8,8 5,2 7,1 4,7
ARGE PhAM 2001 Bq/kg Feuchtmasse (Anhang D,2)	
Messwert Korrektur -Backgr. +Zeitkorr.	Pos. 1.34 1.33 1.2 1.1 4.2 1.22 4.3 2.40
	Ac 228 30 11,7 13,6 11,4 9,4 8,9 9,7 13,4
	40 15,6 18,1 15,2 12,5 11,9 12,9 17,9 Trockenmasse
	35 10,6 13,1 10,2 7,5 6,9 7,9 12,9
	43,3 13,1 16,2 12,6 9,3 8,5 9,8 16,0

*) Es wird angenommen, dass die Trockenmasse 75 % der Feuchtmasse beträgt.

Wir nehmen daher an, dass der Beitrag unwirksamer großer Partikel zu dem abgeleiteten Th 232-Mittelwert aus den Bodenmessungen vernachlässigbar ist, und setzen die weitere Nuklidzusammensetzung anhand der Messungen in den feinen Fraktionen (63-122 µm) nach Tabelle 7 an. Sie wird zur Vervollständigung wegen der dosisrelevanten Nuklide Pb 210 und Am 241 anhand der Dachstaubmessungen ergänzt (Tabelle 11).

Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 dargestellt (2 Spalten rechts). Man beachte, dass die Relationen der in beiden Meßserien analysierten Nuklide - bis auf die weniger dosisrelevanten U 235 und Pu 238 - zu Th 232 relativ ähnlich sind. Ein hoher Anteil von Pb 210, der den Gleichgewichtswert zu U 238 weit überschreitet, zeigt sich auch in den Bodenmessungen des NLIS (Anhang B).

Tab.11 Nuklidzusammensetzung aus den Dachstaubmessungen 1997-2000 in der Samtgemeinde Elbmarsch

¹Messungen Krakau 1999/00 alphaspektrometrisch (Schmitz-Feuerhake et al. 2003)

²Messung Krakau 1999/00 Szintillationsspektrometrie (Schmitz-Feuerhake et al. 2003)

³Messungen Bremen oder Oldenburg 1997/98 gammaspektrometrisch

	Marschacht 3 Bq/kg		Marschacht 4 Bq/kg	Tespe 3 Bq/kg		Mittelwert normiert
	gemessen	normiert***		gemessen	normiert***	
Sr 90 ²	53,6	79,6	11,5	25,3	55	67,3
Cs 137 ³	94,5*	140	59,3	60,0*	130	135
Pb 210 ³	293*	435		38,9*	84,6	259,8
Th 228 (Pb 212 ³)	7,3	10,8		5,5	12,0	11,4
Th 230						
Th 232 (Ac 228 ^{3*})	10,1** (7,6)	15		6,9** (5,2)	15	15
U 235 ³	0,95*	1,41		0,61*	1,32	1,37
U 238 ³	12,7*	18,9		5,5*	12,0	15,5
Pu 238 ¹	0,189	0,28	0,046	0,065	0,14	0,21
Pu239/240 ¹	5,86	8,70	0,93	1,32	2,87	5,8
Pu 241 ²	15,3	22,7	2,5	2,5	5,4	14,1
Am 241 ¹	10,7	15,9	2,1	3,8	8,3	12,1

*) gegenüber Anhang A,1 bezogen auf Gewicht nach Veraschung (75% des Originalgewichts)

**) Folgeprodukt Ac 228 bei Neueintrag von Th 232 noch nicht im Gleichgewicht, daher erhöht um 1/3

***) Normierung auf Th 232 15 Bq/kg

Tab.12 Rekonstruktion einer mittleren Bodenbelastung durch Freisetzung Sept. 1986 aus Feinfraktionen der Erdproben 2004 nach Tabelle 7 und Dachstaub Tab.11 in Bq/kg, normiert auf 15 Bq/kg Bodeneintrag von Th 232

	Erdprobe Kriegerdenk mal fein		Erdprobe Waldschule fein		Mittel fein normiert	Dachstaubme- ssung
Sr 90						67,3
Cs 137						135
Pb 210						260
Th 228	9,6	13,1	25	99	11,5	11,4
Th 230	69	94,0	650	257	175,5	
Th 232	11	15	38	15	15	15
U 234	12	16,4	12	4,7	10,6	
U 235	0,18	0,25	0,25	0,1	0,18	1,37
U 238	21	28,6	28	11,0	19,8	15,5
Pu 238	0,3	1,7	0,07	0,03	0,87	0,21
Pu239/240	7,7	9,1	2,7	1,1	5,1	5,8
Pu 241						14,1
Am 241						12,1

Ermittlung der Luftkonzentration und Inhalationsdosis

Für die Ermittlung der inhalierten Radioaktivitätsmenge werden folgende Annahmen über die Dauer der radioaktiven Wolke gemacht: eine erhöhte Konzentration wurde 4 Stunden lang im Kernkraftwerk registriert. Ab dann ist die Radioaktivität aus 44 m Höhe (Ansaugöffnung der Zuluft für das Kernkraftwerk) zu Boden gesunken. Laut Angabe des Deutschen Wetterdienstes (2004) hat es um 8.00 Uhr mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht geregnet und es war windstill bis schwachwindig. Im Laufe des Tages kam der Wind aus nördlichen Richtungen mit einer Stärke 1-2 Beaufort (0,3 bis 3,3 m/s). In 4 Std. = 14400 s hätte die Wolke somit 4,3 bis 47,5 km zurücklegen können, letzteres jedoch noch nicht frühmorgens.

Wir nehmen Windstille an oder eine so geringe Windbewegung, dass während des Tages immer

noch Radioaktivität von der Quelle im 5 km-Umkreis des KKK nachgeliefert wurde. Nach AVV beträgt die Sinkgeschwindigkeit für Aerosole $v = 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ (Bundesminister 1992). Dann braucht die Wolke $44/1,5 \cdot 10^3 \text{ s} = 8,15 \text{ Std.}$, um auf den Boden abzusinken. Insgesamt gab es in Bodennähe daher für 12,15 Std. Radioaktivität.

Die Dosisfaktoren nach ICRP für die Inhalation radioaktiver Aerosole (Tabelle 9) gelten für eine Lebensdauer von 70 J., d.h. benennen die Dosis, die sich durch die inkorporierte Radioaktivität in der Folgezeit akkumuliert. Bei Erwachsenen wird ein Expositionsalter von 20 J. angenommen und die 50 Jahre-Folgedosis berechnet.

Im folgenden werden die Lebenszeitdosen berechnet für eine Inhalationsdauer von 12,15 Std. Tabelle 13 zeigt die Luftkonzentrationen, die in 12,15 Stunden Absinkzeit die in Tabelle 12 ermittelten Bodenkonzentrationen ergeben.

Tab.13 Zusammenhang zwischen Boden- und Luftkonzentration nach Deposition über 12,5 Stunden

	Sr90	Cs137	Pb210	Th228	Th230	Th232	U234	U235	U238	Pu238	Pu239/240	Pu241	Am241
Bq/kg	67,3	135	260	11,5	175,5	15	10,6	0,18	19,8	0,87	5,1	14,1	12,1
Bq/m ³	154	309	595	26,3	402	34,4	24,3	0,41	45,3	2,0	11,7	32,3	27,7

Wie der Vergleich mit Tabelle 5 zeigt, ergeben sich Luftkonzentrationen, die die früheren Tschernobylkonzentrationen weit übersteigen. Für Cs 137 erhalten wir etwa die gleiche Konzentration wie im Wasserwerk Geesthacht.

Nach AVV gelten die Atemraten:

Kleinkind 0,22 m³/Std
Erwachsener 0,89 m³/Std.,

das ergibt in 12,15 Std. Atemmengen von 2,673 m³ (Kleinkind) und 10,81 m³ (Erw.).

Die damit und den Dosisfaktoren nach Tabelle 9 ermittelten Dosen enthält Tabelle 14.

Für die somatische Induktion ist aber nur die Dosis für etwa die ersten 3 Jahre nach Inhalation relevant. Um sie zu ermitteln, muss die biologische Halbwertszeit für die beteiligten Nuklide herangezogen werden. Die ICRP-Modelle, die den Verlauf der Dosisleistung wiedergeben, sind sehr unübersichtlich. Bekannt ist, dass Thorium, Uran und Transurane sich sehr lange in den Knochen aufhalten und das Knochenmark bestrahlen. Das gilt allerdings nicht für kleine Kinder. Bei Einjährigen sinkt der Thoriumgehalt in den Knochen nach 3 Jahren auf

2/3 herab (ICRP No.69, 1995). Hinzu kommt, dass die Dosisleistung wegen des Wachstums schnell abnimmt. Die Knochenmasse verdoppelt sich zwischen 1 und 4 Jahren in etwa und ebenfalls die Masse des aktiven Knochenmarks (ICRP No.70, 1995), so dass die Dosisleistung dadurch in 3 Jahren auf ein Viertel sinkt.

Hinzu kommt, dass das Thoriumisotop 228 nur eine physikalische Halbwertszeit von 1,9 J. hat und bei Inkorporation ohne biologischen Abbau und bei konstantem Körpergewicht innerhalb einer Halbwertszeit schon die Hälfte der möglichen Gesamtdosis erreicht wäre. Man kann in diesem Fall die relevante Expositionsdosis mit der Lebensdauerdosis gleichsetzen.

Tab.14 Organdosen nach 12,15 Std. Inhalation mit Dosisfaktoren nach Tab.9

	Kleinkind 1 Jahr		Erwachsener				
	Knochenm. Bq	mSv	Knochenm. Bq	Eierstöcke mSv	Hoden mSv	Uterus mSv	
Sr 90	412	0,14	1655	0,3	-	-	-
Pb 210	1590	17,5	6432	20,6	0,7	0,7	0,7
Th 228	70,8	45,7	284	25,8	2,8	2,8	0,9
Th 230	1075	763	4346	869	209	213	28,7
Th 232	92,0	66,2	372	85,6	19,3	19,7	6,3
U 234	65,0	0,2	263	0,2	0,1	0,1	0,1
U 238	121	0,3	490	0,4	0,1	0,1	0,1
Pu239/240	31,3	15,7	126	23,9	6,6	6,7	0,9
Pu 241	86,3	0,4	349	1,1	0,3	0,4	-
Am 241	74,0	44,4	299	44,9	25,4	25,1	2,2
Summe Lebenszeit		953,5		1072	264,3	268,6	39,9
Leukämierel. Dosis		363			58	59	8,8

Bei den anderen Beiträgen wird wegen des Übergewichts der Thoriumisotope ein Anteil von 75 % der Lebenszeitdosis angesetzt, das ergibt 726 mSv.

Zur Betrachtung der Kollektivdosis ist es sicher nicht realistisch, dass sich die Einwohner in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen sämtlich für 12,5 Stunden im Freien aufhielten oder bei offenem Fenster. Daher wird das Ergebnis noch einmal halbiert auf 363 mSv.

Gonaden- und in utero-Exposition sind nur im reproduktiven Alter relevant, für unsere Betrachtungen nur für die seit dem Unfall bis 2006 verstrichene Zeit von 20 Jahren. Für die Gonaden liefert Am 241 den größten nuklidspezifischen Beitrag. Bei Ansatz einer konstanten Speicherung in diesen Geweben nach ICRP ergibt sich $20/45 = 44$ % der Lebenszeitdosis (die Am-Dosisfaktoren für Erwachsene beziehen sich auf das Alter ≥ 25 J.). Für die Gonaden erhält man somit nach Halbierung als leukämierelevante Dosis 58 bzw. 59 mSv (Tabelle 14, letzte Zeile).

Für die Uterusdosis erhielt man entsprechend 8,8 mSv. Die Leukämieinduktion durch vorgeburtliche Bestrahlung ist ein inzwischen von ICRP und anderen internationalen Strahlenschutzkomitees anerkannter Effekt. Die Verdopplungsdosis (Embryonaldosis) beträgt etwa 5 mSv (Gilman et al. 1989). Nach ICRP ist bei inkorporierter Radioaktivität die Uterusdosis für die Embryonaldosis zu

verwenden. Die ermittelte Uterusdosis in 20 Jahren entsprechend einer Dosisleistung von 0,037 mSv pro Monat würde nur einen sehr geringen Beitrag (0,3 mSv) zu dem Effekt liefern, da der Embryo sich nur für 9 Monate im Uterus befindet.

Möglicher Beitrag kurzlebiger Nuklide zur Inhalationsdosis

Eine Unterschätzung der Strahlenbelastung bei dem von uns betrachteten Szenario liegt wahrscheinlich darin, dass wir in der voranliegenden Abschätzung keine kurzlebigen Spalt- und Brutprodukte berücksichtigt haben, die sicherlich ebenfalls freigesetzt wurden, aber in den von uns unternommenen oder veranlassten Messkampagnen nicht mehr erfassbar waren. Ihr Beitrag hängt von dem Abbrand des Brennstoffs ab sowie von der Art des Unfalls. Beide Parameter sind uns unbekannt.

Wir haben die Bildung folgender Nuklide im Hybridbrennstoff betrachtet:

Th 231 (25,6 h) aus Th 232
 Np 239 (2,35 d) aus U 238
 Np 238 (2,12 d) aus U 238 und Np 237
 H 3 (12,3 y) aus Li 6
 Be 7 (53,3 d) aus Li 7

Davon erweisen sich die ersten 2 Prozesse als dosisrelevant.

Das Thoriumisotop 231 wird durch einen (n,2n)-Prozess mit schnellen Neutronen aus dem Grund-

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Sebastian Pflugbeil

stoff Th 232 gebildet und geht durch β -Zerfall in Pa 231 ($3,3 \cdot 10^4$ y) über (Tabelle 2). Die Inhalationsdosisfaktoren für beide Nuklide s. Tabelle 15.

Tab.15 Inhalationsdosisfaktoren für Thorium 231 und Folgeprodukt Protactinium 231 (Bundesminister 1989) Sv/Bq (Lebenszeitdosis)

	1 Jahr Knochenmark	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Th 231	$3,7 \cdot 10^{-10}$	$7,6 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$	$3,2 \cdot 10^{-12}$
Pa 231	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$

Der langlebige Alphastrahler Pa 231 sendet nur zu einem geringfügigen Anteil Gammastrahlung aus und wird daher als natürliches Folgeprodukt der U 235-Reihe normalerweise durch Gammaskopie an Bodenproben nicht nachgewiesen. Er zeigte sich aber in einer überhöhten Konzentration von 69,8 Bq/kg in den Messungen von 1991 des Nieders. Landesamts für Immissionsschutz, und zwar im Ortsteil Rönne (Anhang B).

Sollte er im Boden erst durch seine kurzlebige Mutter Th 231 entstanden sein, so hätte deren Aktivitätskonzentration $11,3 \cdot 10^6$ Bq/kg betragen müssen. Dieser hätte nach Tabelle 13 eine Luftkonzentration von $2,58 \cdot 10^7$ Bq/m³ entsprochen. Dadurch hätte das Kleinkind $6,9 \cdot 10^7$ Bq eingeatmet entsprechend 25 mSv Knochenmarksdosis. Die Erwachsenen Dosen nach Tabelle 15 sind gering.

Wäre hingegen das Folgeprodukt Pa 231 bei Freisetzung schon entstanden gewesen, hätte die Bodenkonzentration einer Luftkonzentration von 160 Bq/m³ entsprochen. Das Kleinkind hätte 427 Bq davon eingeatmet entsprechend einer Knochenmarksdosis von 640 mSv. Die Erwachsenen Dosen nach Tabelle 15 sind vernachlässigbar.

Der zusätzliche Beitrag zur oben abgeleiteten leukämie relevanten Dosis des kindlichen Knochenmarks (Tabelle 14) durch das Brutprodukt Th 231 liegt daher zwischen 12,5 und $320 \times 0,75 = 240$ mSv.

Np 239 wird durch Neutroneneinfang in Reaktoren, die Uran enthalten, aus U 238 gebildet und geht in Pu 239 (24100 y) über. Der Gehalt von Pu 239/240 in Luft nach der Modellrechnung (Tabelle 13) beträgt $11,7$ Bq/m³. Nach den massenspektrometrischen Bestimmungen an Dachstaub für die Aufsichtsbehörde durch die Universität Mainz (Institut f. Kernchemie 2000) liegt das Isotopenverhältnis bei 2:1, d.h. Pu 239 macht 67 % des Gesamtgehaltes aus, entsprechend $7,8$ Bq/m³.

Wäre das Pu 239 erst im Boden entstanden, hätte die Np 239-Konzentration in der Luft $0,29 \cdot 10^8$ Bq/m³ betragen. Das Kleinkind hätte $7,8 \cdot 10^7$ Bq eingeatmet, das ergibt eine Knochenmarksdosis von 172 mSv, die wegen der Kurzlebigkeit des Nuklids in den ersten Tagen nach Inhalation akkumuliert wird. Die Hälfte davon – 86 mSv – träte anstelle des Pu 239-Anteils nach Tabelle 14 bei der leukämie relevanten Knochenmarksdosis (3,9 mSv).

Tab.16 Inhalationsdosisfaktoren für Neptunium 239 nach ICRP 71, Absorptionstyp F Sv/Bq (Lebenszeitdosis)

	1 Jahr Knochenmark	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Np 239	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$6,2 \cdot 10^{-11}$	$4,5 \cdot 10^{-11}$	$3,1 \cdot 10^{-11}$

Erwachsene würden maximal $3,1 \cdot 10^8$ Bq Np 239 einatmen und dadurch nach Tabelle 16 folgende Kurzzeit-Dosen erhalten: 19,4 mSv (Eierstöcke), 14,0 mSv (Hoden), 9,6 mSv (Uterus).

Insgesamt wären daher durch den Beitrag der kurzlebigen Brutprodukte folgende Erhöhungen der leukämie relevanten Dosis möglich:

kindliches Knochenmark: 240 mSv + 82 mSv = 322 mSv, Gesamterhöhung von 363 mSv auf 685 mSv, also maximal um 89 %

Eierstöcke: + $9,2$ mSv, Gesamterhöhung von 58 mSv auf $67,2$ mSv, also maximal um 16 %

Hoden: + 7 mSv, Gesamterhöhung von 59 mSv auf 66 mSv, also maximal um 12 %

Die Uterusdosis käme an die Verdopplungsdosis heran, jedoch befand sich keines der uns bekannten Leukämiekinder zu der Zeit im Mutterleib.

Eine weitere zusätzliche Strahlenquelle für die Bevölkerung ist in der Gamma-Bodenstrahlung zu

sehen, die durch die Deposition der Nuklide entsteht. Eine Betrachtung der o.g. kurzlebigen Nuklide ergäbe kurz nach dem Unfall eine Dosisleistung von mindestens 0,05 mSv/h und insgesamt eine Exposition im mSv-Bereich. Selbst geringe Bruchteile der Bodenstrahlung hätten auf jeden Fall in der vorgeschriebenen Umgebungsüberwachung registriert werden müssen, und es zeigt sich hier erneut das Problem, dass wir unsere Erkenntnisse über die anfangs bestehenden Verhältnisse bei manipulierter Datenlage ziehen müssen.

Die Frage, in wieweit es zu weiteren beachtlichen Expositionen außer dem genannten Unfallereignis gekommen ist, lässt sich mit den uns bislang zur Verfügung stehenden Daten und Erkenntnissen nicht beantworten. Wir haben mehrfach darauf hingewiesen (Schmitz-Feuerhake et al. 1997; IPPNW & Bürgerinitiative 2002), dass in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen Kontaminationen durch künstlich erzeugte Nuklide vorgekommen sind, die mit der Einhaltung des Grenzwerts für die Bevölkerung nicht vereinbar sind. Sie waren entweder wiederkehrend zu beobachten oder zu anderen Zeitpunkten als dem Unfalldatum. Insbesondere hat es im Jahr 1989 eine noch größere Kontamination durch Cs 137 im Wasserwerk Geesthacht gegeben als 1986 (IPPNW 2002 & Bürgerinitiative; Schmitz-Feuerhake et al. 2005). Auch war das Tritium um den Zeitraum in Baumringen nach den Messungen des Göttinger Isotopenlabors nochmals erhöht (IPPNW & Bürgerinitiative 2002). Möglicherweise hat es daher noch spätere Aktivitäten (Staub aus Aufräumarbeiten/Bodenbewegung) gegeben, die zu einer weiteren Leukämieinduktion geführt haben.

Die Schlussfolgerung, dass mit Sicherheit eine die Grenzwerte weit überschreitende Strahlenbelastung in der Region unter Beteiligung von Alphastrahlern passiert ist, war im übrigen durch die Untersuchung über Chromosomenaberrationen in den Jahren 1992/1993 an 21 Erwachsenen aus der Elbmarsch zu ziehen (Schmitz-Feuerhake et al. 1997).

Ingestionspfad

Wie im folgenden gezeigt wird, kann anhand der abgeschätzten Dosis das Leukämiegeschehen erklärt werden, wenn man nur die Freisetzung von Radionukliden am 12.9.86 als auslösendes Ereignis ansieht und nur eine Inkorporation über den Luftpfad annimmt. Dennoch ist zu prüfen, ob eine anhaltende Strahlenbelastung durch die Immission der Nuklide gegeben war und eventuell noch ist, da einige Aktinide weiterhin radioaktive Folgeprodukte bilden, die im Gegensatz zum Mutternuklid höhere Löslichkeit und höheren Transfer in die Nahrungskette haben.

Auch ist die Einatmung von radioaktiven aufgewirbelten Bodenteilchen u.U. eine bedeutsame Strahlenquelle, besonders wenn man daran denkt, dass Kleinkinder sich in den nachfolgenden Jahren auf Spielplätzen aufgehalten haben.

Die nach 1986 geborenen Kinder stellen nach Angabe des Kinderkrebsregisters Mainz und auch nach Tabelle 1 in einem Beobachtungszeitraum von 20 Jahren eine dreifach erhöhte Leukämierate (um 200 %) im 5 km-Umkreis des KKK dar, entsprechend 2 Verdopplungsdosen (40 mSv). Bei einer Thoriumkonzentration von 202 Bq/kg (Summe der Thoriumisotope nach Tabelle 12, S. 24) müsste ein Kleinkind nach Tabelle 9 zum Erreichen dieser Dosis 56 Bq entsprechend einer Bodenmenge von 277 g einatmen, d.h. in 3 Jahren im Mittel 0,25 g pro Tag. Dieses erscheint unrealistisch, wenn man dadurch den gesamten Effekt erklären will, zumal jedes Kleinkind in der Region diese Menge aufgenommen haben müsste. Dennoch könnte besonders in den ersten Jahren nach dem Unfall ein signifikanter Beitrag zu dem Leukämiegeschehen dadurch erzeugt worden sein.

Die Thoriumisotope und Transurane haben relativ geringe Ingestionsdosisfaktoren (Tabelle 17) und Transferfaktoren vom Boden zur Pflanze, so dass ein Beitrag in der Nahrungskette für die Bevölkerung bei Geesthacht weniger zu befürchten ist. Die Nuklide Ra 224, Np 237, Pa 233 und Pb 210 müssten hingegen genauer untersucht werden.

Tab.17 Ingestionsdosisfaktoren für das Knochenmark in Sv/Bq nach ICRP 69 und 71 im Vergleich zur Inhalation, Typ F

	Sr 90	Pb 210	Ra 224	Th 228	Th 230	Th 232	U 238	Np 237	Pu 239/240	Am 241
Erwachs. Ingestion Inhalation	1,8 10 ⁻⁷ 1,6 10 ⁻⁷	6,9 10 ⁻⁷ 3,2 10 ⁻⁶	1,7 10 ⁻⁷ 2,2 10 ⁻⁷	1,9 10 ⁻⁷ 9,1 10 ⁻⁵	4,2 10 ⁻⁷ 2,0 10 ⁻⁴	4,6 10 ⁻⁶ 2,3 10 ⁻⁴	4,5 10 ⁻⁸ 9,1 10 ⁻⁷	4,5 10 ⁻⁷ 1,0 10 ⁻⁴	8,9 10 ⁻⁷ 1,9 10 ⁻⁴	7,1 10 ⁻⁷ 1,5 10 ⁻⁴
Kleink. 1 J. Ingestion Inhalation	4,5 10 ⁻⁷ 3,3 10 ⁻⁷	3,6 10 ⁻⁶ 1,1 10 ⁻⁵	1,7 10 ⁻⁶ 1,7 10 ⁻⁶	1,3 10 ⁻⁶ 6,5 10 ⁻⁴	1,3 10 ⁻⁶ 7,1 10 ⁻⁴	1,4 10 ⁻⁶ 7,2 10 ⁻⁴	1,2 10 ⁻⁷ 2,5 10 ⁻⁶	9,5 10 ⁻⁷ 3,3 10 ⁻⁴	1,8 10 ⁻⁶ 5,0 10 ⁻⁴	1,9 10 ⁻⁶ 6,0 10 ⁻⁴
Kind 3 Mon Ingestion Inhalation	7,1 10 ⁻⁷ 5,0 10 ⁻⁵	8,4 10 ⁻⁶ 1,1 10 ⁻⁵	1,1 10 ⁻⁵ 6,1 10 ⁻⁶	1,7 10 ⁻⁵ 7,9 10 ⁻⁴	1,5 10 ⁻⁵ 7,9 10 ⁻⁴	1,5 10 ⁻⁵ 7,8 10 ⁻⁴	3,4 10 ⁻⁷ 5,4 10 ⁻⁶	1,3 10 ⁻⁵ 3,7 10 ⁻⁴	2,2 10 ⁻⁵ 5,6 10 ⁻⁴	2,3 10 ⁻⁶ 6,8 10 ⁻⁴

Radium 224 (3,7 d):

Dieses Nuklid wird ständig aus Th 232 in der Erde nachgebildet und würde ohne Abtransport in seiner Konzentration bis etwa 50 Jahre nach dem Unfall ansteigen, bis es ins radioaktive Gleichgewicht zur Th 232-Konzentration gelangt. Eine Kontamination des Trinkwassers könnte leicht zu überhöhter Dosis führen. Nach AVV nimmt ein Kleinkind im Jahr 250 l Trinkwasser zu sich (Bundesminister 1992). Im Alter von 3 Monaten ergibt der Dosisfaktor für Ingestion mit $1,1 \cdot 10^{-5}$ (Tabelle 17) eine Jahresdosis für das Knochenmark von 3,7 mSv bei 1 Bq/l. Der Dosisgrenzwert von 1 mSv/Jahr würde ab einer Konzentration von 0,27 Bq/l überschritten.

Der Transferfaktor Boden-Pflanze (Verhältnis der Konzentrationen, bezogen beim Boden auf Trockenmasse, bei der Pflanze auf Feuchtmasse) wird mit $9 \cdot 10^{-2}$ angesetzt. Wenn die Ra 224-Konzentration diejenige von Th 232 erreicht, würden am bisher beobachteten Ort höchster Konzentration im Boden mit 400 Bq/kg die Pflanzen 36 Bq/kg enthalten. Ein Kleinkind von 3 Monaten, das nach AVV 60 kg pflanzliche Produkte pro Jahr verzehrt, erhielte eine Knochenmarksdosis von 24 mSv. Erwachsene mit einem Verzehr von 500 kg pflanzlichen Produkten erhielten 18800 Bq und damit folgende Dosen: Knochenmark 3,2 mSv; Hoden, Eierstöcke und Uterus je 0,2 mSv.

Das Problem bestätigt sich in den Messungen des NLIS (Anhang B). Bei der Position Tespe, Im Westerfeld, mit der höchsten Th 232-Konzentration im Boden, werden im „Bewuchs“ (nicht näher spezifiziert) 22,9 Bq/kg (Trockenmasse) Ra 224 gefunden. Da es sich vermutlich um Gras gehandelt hat mit etwa 40 % Trockenanteil, beträgt die Konzentration pro Feuchtmasse 9,2 Bq/kg. Damit wird $\frac{1}{4}$ der o.g. Jahresdosen erreicht und damit eine deutliche Überschreitung des Grenzwerts.

Neptunium 237 (2,14 10⁶ y):

Dieses Nuklid ist nach dem angenommenen Szenario im Boden zu erwarten, da es aus U 238 durch Neutronenbeschuss entsteht (Tabelle 3). Der Transferfaktor Boden : Pflanze ist mit $2 \cdot 10^{-2}$ relativ hoch. Die Konzentration im Boden wurde bislang nicht bestimmt, da es sich gammaspektrometrisch nicht nachweisen lässt und in den radiochemischen Analysen nicht untersucht wurde.

Protactinium 231 (3,3 10⁴ y):

Das Nuklid ist ebenfalls als Brutprodukt zu erwarten (Tabelle 2, S. 11). Der Dosisfaktor für das Knochenmark des dreimonatigen Kindes bei Ingestion ist mit $1,3 \cdot 10^{-5}$ relativ hoch, ebenso der Transfer Boden : Pflanze mit $3 \cdot 10^{-3}$. Das Nuklid wurde bisher nur einmal, aber in hoher Konzentration (Anhang B), nachgewiesen.

Blei 210 (22 y):

Dieser Alphastrahler wurde mehrfach in überhöhten Konzentrationen nachgewiesen, mit Spitzenwerten 1997 in Laub von 605 Bq/kg und in Eichenholz mit 488 Bq/kg (Anhang A,2). Der Transferfaktor ist mit $8 \cdot 10^{-2}$ vergleichsweise hoch, so dass dieser Beitrag in der Geesthachter Umgebung besonders dringend überprüft werden muss.

VI Inhalationsdosis und beobachteter Effekt

Bei der vorgelegten Abschätzung kann es sich angesichts der lückenhaften Datenlage nur um eine vorläufige grobe Abschätzung handeln.

Abgesehen von der unterschiedlichen Ausrichtung auf eine bestimmte Auswahl von Radionukliden, war eine Übereinstimmung der Ergebnisse der verschiedenen physikalischen Messkampagnen nicht zu erwarten, da die Probennahme und -verarbeitung unter verschiedenen Bedingungen erfolgte. Bei den Messungen vor 2000 war noch nicht bekannt, dass sich größere Brennstoffpartikel in der Umgebung befinden.

Die nach der angenommenen Verursachungskette somatisch induzierten 5 Leukämiefälle bei Kindern, die im September 1986 bereits geboren waren (Tabelle 1), stellen im 5 km-Umkreis des Kernkraftwerks in 10 Jahren eine Erhöhung um den Faktor 2,4 dar (Erwartungswert 2,05 Fälle, s. Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

Die Verdopplungsdosis für Leukämie nach Exposition im Kindesalter ergibt sich nach BEIR V (1990) zu 27 mGy. Sie beruht auf den Befunden an den japanischen Atombomben-überlebenden. Wegen der hohen Energie der Gammastrahlung in Hiroshima und Nagasaki und der damit verbundenen geringeren biologischen Wirksamkeit als bei üblicher locker ionisierender Strahlung berücksichtigen wir einen Faktor 2 und erhalten einen Wert von 13,5 mSv. Von Kuni wurde im Rahmen des Strahlenbiologischen Gutachtens zu Elbmarsch die Verdopplungsdosis zu 20 mSv in 10 Jahren abgeschätzt (2003). Unter der letzten Annahme würde sich mit der erhaltenen Knochenmarksdosis von 363 mSv (Tabelle 14)) eine 19-fache Erhöhung des Effekts erklären und somit 7,5 mal mehr als hier bei Voraussetzung des Unfallszenarios 1986 gefunden wird.

Als empfindlichster Strahleneffekt für die Induktion kindlicher Krebserkrankungen hat sich nach Angaben in der Literatur die Exposition im Mutterleib erwiesen. Deren Beitrag erscheint nach unserem Szenario als vernachlässigbare Größe. Über die Embryonaldosen bei inkorporierter Radioaktivität besteht jedoch weitgehende Unkenntnis. Lord und Mitarbeiter haben im Tierversuch extreme Wirkungen von Plutonium auf das sich entwickelnde Knochenmark festgestellt (1999), die möglicherweise auch für andere Aktinide anzunehmen sind. Die Untersuchungen wurden im Zusammenhang mit dem Leukämieauftreten bei der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield angestellt, die wegen ihrer Plutoniumemissionen berüchtigt ist.

Die Verdopplungsdosis für präkonzeptionelle Exposition bei Männern beträgt nach Gardner (Anhang F) 32 mSv. Die abgeschätzten 58 mSv Gonadendosis würden somit eine Erhöhung der Leukämierate um 180 % bewirken.

Für präkonzeptionelle Exposition von Frauen liegt die Verdopplungsdosis nach Anhang D bei 11 mSv, die Erhöhung durch die berechnete Gonadendosis 59 mSv betrüge 536 %. Insgesamt würden beide Expositionspfade zusammen eine Erhöhung der Leukämierate um ca. 700 % zur Folge

haben, also weit mehr als die beobachtete Steigerung um 200 %.

Man kann des weiteren darauf hinweisen, dass nicht nur die Dosisfaktoren für vorgeburtliche Exposition sondern auch diejenigen für andere Kompartimente des Körpers sehr unsicher sind, und hier wiederum besonders die für die Gonaden (Schmitz-Feuerhake 2000; Fairlie 2005). In Schweinen, die als geeignete Referenztiere für die menschlichen Gonaden gelten, wurde festgestellt, dass der Anteil des aufgenommenen Americiums 241 aus dem Blut in den weiblichen Gonaden 350 mal höher war, als von der ICRP bei der Dosisberechnung angenommen wird. Bei den männlichen Gonaden war er um den Faktor 13 höher (Eisele 1985). Damit lägen auch die Gonadendosen erheblich höher als nach Tabelle 9 ermittelt.

Sollten sich die Annahmen über den hohen Beitrag des Thoriumisotops 230 nicht bestätigen, das hier einen Anteil von ca. 80 % an der abgeschätzten Dosis ausmacht (Tabelle 14), zeigen sich dennoch so hohe Aktivitäten an Alphastrahlern, dass die beobachtete Leukämieerhöhung durch die gemessene Kontamination erklärbar ist.

Schriftenverzeichnis

Abdel-Khalik, S., Jansen, P., Keßler, G., Klumpp, P.: Impact of fusion-fission hybrids on world nuclear future. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Germany, Report KfK 2998, August 1980

ARGE PhAM Arbeitsgemeinschaft Physikalische Analytik und Meßtechnik: Radioaktivität in der Elbgeest und Elbmarsch, hier: Ableitung von Isotopenvektoren zur Entwicklung eines Kontaminationskatasters. Bericht SH/NS/ELB 3, Marburg, Weinheim, Gießen 20.6.2000

BEIR V: Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiat., Nat. Academy Press, Washington D.C. 1990

Bayer, G., Rogers, J.J.W., Adams, J.A.S.: Thorium. In Gmelin Handbook of Inorganic and Organometallic Chemistry – 8th edition. Springer Berlin Göttingen Heidelberg 1980

Bock, R.: Status and perspectives of heavy-ion inertial fusion. In Salvetti, C., Ricci, R.A., Sindoni, E. (Eds.): Status and perspectives of nuclear energy: fission and fusion. North-Holland Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo 1992, p. 425-447

Bullock, R.E.: Design of coated fuel particles for a hybrid fusion-fission system. Nuclear Engineering Design 61:331-345; 1980

BfS Bundesamt für Strahlenschutz: Der Radonatlas Deutschland. (Nov. 20, 2003). Available at <http://www.bfs.de/ion/radon/radonatlas.html>

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Sebastian Pflugbeil

BfS Bundesamt für Strahlenschutz: Radioaktivitätsmessnetz 17.1.2007 <http://odlinfo.bfs.de>

Bundesminister für Justiz (Hrsg.): Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition – Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation – Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation – Erwachsene. Bundesanzeiger v. 30.9.1989

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltpolitik. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1986

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd. 17. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 1992

Bunzl, K., Kracke, W.: Soil to plant transfer of $^{239+240}\text{Pu}$, ^{228}Pu , ^{241}Am , ^{137}Cs and ^{90}Sr from global fall-out in flour and bran from wheat, rye, barley and oats, as obtained by field measurements. *Sci Total Environm.* 63 (1987) 111-124

Bunzl, K., Kracke, W.: Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG). *J Environ Radioactivity* 8 (1988) 1-14

Deutscher Wetterdienst, Abt. Klima- und Umweltberatung, Hamburg: Wetterverhältnisse am 12.9.1986 um 08:00 Uhr im Bereich Geesthacht. Schr. vom 16.11.04

Eisele, G., Erickson, B.H.: Gonadal retention and localization of ^{241}Am in orally exposed swine. *Health Phys* 49, 1985, 1276-1279

Eisenbud, M.: Environmental Radioactivity. Academic Press, Inc. 1987

Fachbeamtenkommission Niedersachsen/Schleswig-Holstein: Untersuchungen zur Frage der Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen dem Betrieb der kerntechnischen Anlagen KKK und GKSS und dem Auftreten von Kinderleukämien in der Elbmarsch. Bericht an Nieders. Sozialministerium März 1992

Fairlie, I.: Uncertainties in doses and risks from internal radiation. *Medicine, conflict and survival* 21, 2005, 111-126

Fuhrmann, W.W.: Untersuchungen von Böden in bezug auf radioaktive Kontaminationen im Umkreis nuklearer Anlagen mit Hilfe „sediment-petrographischer“ Methoden „Geest“. GEO-LAB+GEOEXPLORATION, Weinheim, Bericht März 2005

Gabriel, H.W., ARGE PhAM/Weinheim und A.F.G. Stevenson, F. Gloza, Institut für Toxikologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: Radioaktive Kernbrennstoff-Kügelchen in der Elb-Geest und Elb-Marsch im Vergleich zu Kernbrennstoff-Kügelchen gefunden im Wohngebiet von Hanau-Wolfgang. Dokumentation SH/NS/ELB 3, Kiel/Weinheim 30.3.01

Gilman, E.A., Kneale, G.W., Knox, E.G., Stewart, A.M.: Recent estimates of the risks of childhood cancer

following irradiation of the fetus. In Baverstock, K.F., Stather, J.W. (Eds.), *Low dose radiation*. Taylor & Francis, London, New York, Philadelphia 1989, 334-339

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht: Umgebungsüberwachung, Jahresbericht 1986.

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Prüflaboratorium für Umgebungsüberwachung, R. Diehl. Aktennotiz vom 9.3.2001

GSF Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München: Radioaktivität und Strahlenfolgen. *mensch+umwelt Magazin* Dez. 1986

Hardy, E.P., Krey, P.W., Volchok, H.L.: Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature* 241 (1973) 444-445

Hoffmann, W., Dieckmann, He., Dieckmann, Ha., Schmitz-Feuerhake, I.: A cluster of childhood leukemia near a nuclear reactor in northern Germany. *Arch Environ Health* 52:275-280; 1997

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 2 Ingestion dose coefficients. ICRP-Publication 67, Ann ICRP 23 No 3-4 (1993)

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 3. Ingestion dose coefficients. ICRP-Publ. 69, Ann ICRP 25 (1995) No.1

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: the skeleton. ICRP-Publication 70, Ann ICRP 25 No 2 (1995)

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 4. Inhalation dose coefficients. ICRP-Publ. 71, Ann ICRP 25 (1995) No.3/4

IPPNW Int. Ärzte zur Verhütung des Atomkriegs e.V., Bürgerinitiative gegen Leukämie in der Elbmarsch: Die radioaktive Belastung der Nahumgebung der Geesthachter Atomanlagen durch Spaltprodukte und Kernbrennstoffe. Marschacht, 14.10.2002

Institut für Kernchemie und Institut für Physik der Johannes Gutenberg-Universität Mainz: Bestimmung des Gehaltes von Plutoniumisotopen in Hausstaubproben mittels Lasermassenspektrometrie. Endbericht Februar 2000

Isotopenlabor Georg-Augusta-Universität Göttingen, Leiter PD Dr. Justin Porstendorfer: Gammaskpektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch. Göttingen 9.1.96

Krumbein, A.D., Lemanska, M., Segev, M., Wagschal, J.J., Yaari, A.: Reaction rate calculations in uranium and thorium blankets surrounding a central deuterium-tritium neutron source. *Nucl Technol* 48:110-116; 1980

Kühn, W., Knopke, J: Bestimmung von Transferfaktoren für Uran beim Übergang vom Boden zur Pflanze in ausgewählten Gebieten der Bundesrepublik Deutsch-

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz
Symposium, Berlin 28. September 2008

land. Nieders. Institut f. Radio-ökologie an der Universität Hannover, NIR-Bericht 6/87

Kugeler, K., Schulten, R.: Hochtemperaturreaktortechnik. Springer Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong 1989

Kumar, A., Sahin, S.: Investigations of neutronics of some (D,T)-driven experimental thorium hybrid blankets with actinide multipliers. J Fusion Energy 3:185-197, 1983

Kuni, H.: Kanzerogenität unter besonderer Berücksichtigung immunhämatopoetischer Malignitäten. Anlage L zum sog. Strahlenbiologischen Gutachten für die Landesregierung Schleswig-Holstein 1997 zur Abklärung der Leukämiehäufung um die Atomanlagen in der Elbmarsch. Kiel, 175 S. (Version 25.03.2003) <http://www.staff.uni-marburg.de/~kuni/all-doc/index.htm#Leuk>

Landesmessstelle für Radioaktivität an der Universität Bremen: Messprotokoll SD6865.DAT vom 13.7.2002

LoDato, V.A.: Energy lower bound on laser irradiation of an array of pellets in fusion-fission processes. Atomkernenergie 29:68; 1977

Lord, B.I., Hoyes, K.P.: Hemopoietic damage and induction of leukemia in offspring due to pre-conception paternal irradiation from incorporated plutonium-239. Radiat. Res. 152 1999, S34-7

Maniscalco, J.A., Berwald, D.H., Campbell, R.B., Moir, R.W., Lee, J.D.: Recent progress in fusion-fission hybrid reactor design studies. Nucl Technol/Fusion 1:419-478; 1981.

Meuresch, S.: Möglichkeiten der Spaltstofferzeugung für Hochtemperatur-Reaktoren im Verbundsystem von Hochtemperatur-Reaktor und Fusionsreaktor. Kernforschungsanlage Jülich GmbH Germany, Report Jül-1827, Januar 1983

Meyer, B.K., Kriegseis, W.: SIMS-Analysen mit verbesserter Probenpräparation an Materialproben aus der Elbgeest. Kurzbericht Labor PASS (Physical Analytics of the Solid State), TransMIT GmbH, Zentrum für Festkörper-Analytik, Gießen, März 2002

Ministerium für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein, Schr. Dr. Wolter an Prof. Dr. I. Schmitz-Feuerhake v. 19.2.93: Leukämie Elbmarsch, „Indizien“ für die Freisetzung gasförmiger Spaltprodukte aus dem Kernkraftwerk Krümmel, mit Anlage

NLIS Niedersächs. Landesamt für Immissionsschutz: Messungen zur Ermittlung des derzeitigen radiologischen Untergrundes in einem Teilbereich der Elbmarsch. In: Fachbeamtenkommission Niedersachsen/Schleswig-Holstein 1992, Anlage II 12

Sahin, S., Kumar, A.: Improved thorium hybrid blankets. In Veziroglu, T.N. (Ed.): Alternative Energy Sources V. Part E: Nuclear/Conservation/Environment. Elsevier Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo 1983, S. 31-38

Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Grell-Büchtmann, I., Heimers, A., Hoffmann, W., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Cluster of childhood leukaemias near the German boiling water reactor Krümmel: ways of elucidation. Int. Atomic Energy Agency: Radiation and Society: Comprehending Radiation Risk. Vol. 2. Proceedings Series, Vienna 1996, p. 357-360

Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Heimers, A., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Leukemia in the proximity of a German boiling water reactor: evidence of population exposure by chromosome studies and environmental radioactivity. Environ Health Persp 105, Suppl. 6:1499-1504; 1997

Schmitz-Feuerhake, I.: Bewertung neuer Dosisfaktoren. In Dannheim, B. et al.: Strahlengefahr für-Mensch und Umwelt. Bewertungen der Anpassung der deutschen Strahlenschutzverordnung an die Forderungen der EU-Richtlinie 96/29/Euratom. Berichte des Otto Hug Strahleninstituts Nr. 21-22, 2000, S. 55-74

Schmitz-Feuerhake, I., Mieltski, J.W., Gaca, P.: Transuranic isotopes and ⁹⁰Sr in attic dust in the vicinity of two nuclear establishments in northern Germany. Health Phys 84:599-607; 2003

Schmitz-Feuerhake, I., Dieckmann, H., Hoffmann, W., Lengfelder, E., Pflugbeil, S., Stevenson, A.F.: The Elbmarsch leukemia cluster: are there conceptual limitations in controlling immission from nuclear establishments in Germany? Arch Environ Contamination Toxicol 49(4):589-601; 2005

Stevenson, A.F.G., Wiss. Geschäftsführer der Leukämiekommission des Landes S.-H.: Vermerk. Fortschreibung des Vermerks vom 03. September 2001 zu Kernbrennstoff-Mikrosphären aus Bodenproben (siehe Anhang 4), Kiel 18.2.2002.

Stickley, C.M.: Laser fusion. Physics Today:50-58; May 1978.

Velarde, G., Ahnert, C., Aragones, J.M., Leira, G., Luqui, R., Martinez-Val, J.M.: Coupled nuclear-thermohydrodynamic analysis of laser-fusion-fission micro-spheres. Atomkernenergie 36: 213-217; 1980

Wassermann, O., Dieckmann, H., Schmitz-Feuerhake, I., Kuni, H., Scholz, R., Lengfelder, E.: Erkenntnisse der schleswig-holsteinischen Fachkommission Leukämie im Zeitraum 1993-2004 zur Ursache der in der Nahumgebung der Geesthachter Atomanlagen aufgetretenen Leukämiehäufung bei Kindern. Umwelt Medizin Gesellschaft 18/1 (2005) 32-34 und <http://www.oh-strahlen.org/docs/ableukkom.pdf>

Westervelt, D., Pollock, R.: Laser fusion and fusion hybrid breeders: proliferation implications. In Stockholm International Peace Research Institute (sipri): Nuclear energy and nuclear proliferation. Taylor and Francis, London 1979

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Sebastian Pflugbeil

Anhang A, 1

Gammastrahlungsmessung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen

Bq/kg Dachbodenstaub, nur Messungen Uni Bremen 1997/1998 ausgeführt

		Bre- men	Große- fehn	Aven- dorf 1	Aven- dorf 2	Mar- schacht 1	Mar- schacht 2	Mar- schacht 3	Tespe 1	Tespe 2	Tespe 3	Tespe 4
Uran 238 Reihe	U 238 Th 234 Ra 226 Bi 214 Pb 214 Pb 210	9,3 14,8 10,2 8,9 45	<26 46,6 15,1 12,0 <222	<9,3 9,9 2,2 <1,2 19,5	12,7 12,3 9,8 9,3 71,2	68,3 24,2 59,2 48,2 807	30,2 10,6 19,9 18,7 75,0	9,5 7,5 7,5 8,2 220	11,3 <16,9 13,2 9,0 213	13,5 16,7 10,7 12,2 167	4,1 2,9 4,3 4,0 29,2	6,3 21,2 5,9 4,3 55
Uran 235 Reihe	U 235 Pa 231 Ra 223	<1,11	<1,7	<0,44	0,87		1,6	0,71	<1,0	0,71	0,46	<1,2
Tho- rium 232 Reihe	Th 232 Ra 228 Ac 228 Th 228 Ra 224 Pb 212 Bi 212 Tl 208	8,4	18,5	2,1	8,5	33,8	17,7	5,7	7,0	8,6	3,9	4,8
		12,0 7,0 0,85	27,8 18,5 <1,3	8,8 4,9 2,5	10,6 6,7 0,67	47,0 34,7 <2,9	21,6 12,8 <0,45	7,3 5,6 0,20	20,2 9,6 3,8	11,4 8,3 <0,16	5,5 4,7 0,48	7,8 <12,4 0,96
	Be 7 K 40 Cs 134 Cs 137 Am 241 Sonstige	142 0,55 88,1 <0,28	438 <0,74 105 <2,6	3,5 62,3 <0,19 11,4 <0,70	7,2 248 0,31 53,9 <0,21	83 810 8,1 560 1,4		3,9 288 0,24 70,9 0,90	8,9 260 <0,39 72,2 <0,69	3,5 272 0,81 92,1 0,30	4,4 115 0,24 45,4 <0,36	7,1 134 <0,33 9,1 <0,26
									Co 57	Na 22		

Bemerkungen: auf die niedrige Energie von Am 241 war das Spektrometer nicht kalibriert, die Ergebnisse wurden durch Extrapolation der Ausbeuten bei höheren Energien gewonnen, sie liegen absolut dadurch zu niedrig, wie sich in den Alphamessungen gezeigt hat.

Anhang A, 2

Gammastrahlungsmessung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen, Messungen Uni Bremen Bq/kg (Milchzähne in Bq)

		Dassen- dorf Boden98	Krüm- mel 4 Boden94	Laub + Gras 94 KKK/A	Laub + Gras 94 KKK/B	Laub + Gras 94 KKK/C	Laub + Gras 94 KKK/D	Laub KKK 97	Elbm.98 Borke Kiefer	Elbm.93 Holz 4b	Elbm. Eiche	Elbm. Milch- zähne
Uran 238 Reihe	U 238	16,5	14,6					2,6	0,84	<2,3	13,1	<0,88
	Th 234											
	Ra 226	15,0	10,4	<3,7		<1,3	<1,3		4,9	<0,34	90,9	<0,14
	Bi 214	8,1	12,8	0,82	0,37	<0,08		2,8	2,8		60,0	0,058
	Pb 214	8,5	13,1	0,87	0,31	<0,15	<0,17	2,0	3,5	<0,05	75,0	0,077
	Pb 210	24,5	48,8	33,9		9,6	21,4	605	10,2	<0,33	488	<0,15
Uran 235 Reihe	U 235	0,70	0,90	<0,18	<0,23	<0,08	<0,08	<0,30	<0,32	<0,02	<5,9	<0,009
	Pa 231											
	Ra 223											
Tho- rium 232 Reihe	Th 232											
	Ra 228											
	Ac 228	8,23	11,7	1,7	<0,35	<0,11	<0,13	1,7	0,88		13,3	<0,027
	Th 228											
	Ra 224											
	Pb 212	9,9	13,1	2,2	0,70	0,17	0,22	2,4	1,3		30,0	0,039
	Bi 212	7,1	8,8					1,9	1,1	<0,18	22,3	<0,07
	Tl 208	0,22	0,14		0,23	0,09	<0,05	0,15	<0,05		3,8	0,018
	Be 7	1,0		72,7	68,5	51,8	38,6	233				
	K 40	305	329	44,2	17,8	39,4	5,7	88,6	56,0	1,1	996	<0,25
	Cs 134	0,09	0,22	<0,09	<0,12	<0,04	<0,04	<0,09	<0,06	<0,01	1,5	<0,006
	Cs 137	10,5	14,5	1,3	1,1	0,08	0,80	1,3	2,6	0,03	127	0,011
	Am 241	<0,35	<0,45	<0,56	<1,4	<0,25	<0,34	<0,36	0,26	<0,03	<0,64	<0,008

Anhang B Messungen des Nieders. Landesamtes für Immissionsschutz in der Elbmarsch
 Probenahme Mai 1991 (Fachbeamtenkomm. 1992)
 Radon in der bodennahen Außenluft
 Boden aus ≤ 5 cm Tiefe in Bq/kg Trockensubstanz
 In Klammern: Werte in Bewuchs in Bq/kg Trockensubstanz

		Schwin- de	Rönne	Tespe Im Westerfeld	Tespe Elbufer- str.189	Tespe Elbufer- str.184	Aven- dorf	Obermar- schacht
RADON	Bq/m ³	6	7	7	11	11	17	11
BODEN	U 238	16,4	2,7	24,2	12,8		9,2	
Uran	Ra 226	10,8	32,7	27,3	17,1	152	12,7	23,9 (5,9)
238	Bi 214	13,1	85,5	30,0 (9,9)	30,9	21,6	28,0	55,2
Reihe	Pb 214	24,1	36,1	76,0	82,5	54,1	63,1	101
	Pb 210	46,7		162	103		116	63,1 (25,9)
Uran	U 235							
235	Pa 231		69,8					
Reihe	Ra 223							1,11
Thorium	Th 232	13,9	24,8	224	11,6	9,2	9,0	15,0
232	Ra 228	13,0	23,3	13,2	9,2	9,7	7,5	14,4
Reihe	Th 228		23,4	(22,9)		17,3		
	Ra 224			(22,9)				
	Pb 212	91,2	122					
	Bi 212	61,5	158					
	Tl 208	138	39,9					
<u>Tl 208</u>	natürl.	1,5	0,33					
<u>Pb 212</u>	0,36							
<u>Pa 231</u>	natürl.		25,9					
<u>U 238</u>	0,046							
<u>Ra 223</u>	natürl.							0,074
<u>Th 232</u>	0,047							
<u>Th 232</u>	natürl.	0,85	9,3	9,2	0,90		0,98	
<u>U 238</u>	ca. 1							

Anhang C Gammaskpektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch
 vom Dez.1995 durch Isotopenlabor Universität Göttingen
 (Isotopenlabor 1996)
 Ergebnisse in Bq/kg Trockenmasse

Proben Nr.		1	2	3	4	5	Mittel- wert
Uran 238	U 238	31,0±2,0	7,8±1,9	11,1±2,0	26,8±2,8	15,3±1,5	18,4
Reihe	Ra 226	27,8	8,9	11,5	26,5	14,0	
Uran 235	U 235	2,4±0,2	0,6±0,2	0,6±0,2	1,5±0,3	1,1±0,2	
Thorium	Th 232 (Ac 228)	27,8	6,4	9,9	22,4	12,7	15,8 +
andere Nuklide	Co 60	0,12			0,18		
	Zn 65	0,14					
	Cs 134	0,26	0,18		0,27		
	Cs 137	4,19	2,26	1,65	7,0	4,92	
Relation	<u>U 235</u> <u>U 238</u>	7,74% *	7,69%	5,40%	5,60%	7,19%	

*signifikant erhöht gegenüber natürlichem Verhältnis 4,66%

28. September 2008, 15.00 – 16.30 Uhr Sitzung 3 – Sebastian Pflugbeil

Anhang D,1 Gammaskpektrometrische Analysen an Bodenproben der Geesthachter Elbseite aus dem Jahr 2001, Tiefe 5-15 cm (außer 2.36) durch ARGE PhAM (2001) Probenmassen 200-1000g Bq/kg Feuchtmasse

Position	2.36	1.30	1.19	1.12	1.10	1.5	Mittel
U 238	60	3,7	2,9	14	8,1	8,0	16,1
U 235	10	1,2	1,0	1,2	0,81	1,0	
Th 232 (Ac 228)	20	9,3	9,1	6,9	8,0	6,6	10,0
Cs 137	130	11	14	1,5	4,0	2,0	

Positionen wie in Abb.6 dargestellt

2.36	Geest, Betonplatte
1.30	Geest, Splitterschutzhügel
1.19	Geest, Hochspannungsanlage
1.12	Geest, Tesperhude, Waldschule
1.10	Geest, Tesperhude, bei Minigolfplatz
1.5	Geest, Auslaufbauwerk KKK
1.33	Tespe Süd Elbdeich
1.34	Tespe, Hafen
1.2	Tespe, Kriegerdenkmal
1.1	Tespe, Fährhaus
1.26	Tespe, Schule
4.2	Tespe, Kindergarten
1.22	Tespe, Tennisplatz
1.21	Marschacht, Schule
4.1	Marschacht, Kate R (Dachboden)
4.3	Rönne, Wohnhaus und Garten (F)
2.40	Drage, Garten H
3.3	Lüneburg/Adendorf

Anhang D,2 Gammaskpektrometrische Analysen an Boden aus Elbmarsch u. bei Lüneburg aus dem Jahr 2001, Tiefe 5-15 cm (außer 4.1) durch ARGE PhAM (2001) Probenmassen 200-1000g Bq/kg Feuchtmasse

Pos.	Lü3.3	1.34	1.33	1.2	1.1	4.2	1.22	4.1	4.3	2.40	Mittel
U 238	10	80	8,6	16	1,6	17,6	4,5	32	6,3	12,7	18,4*
U 235	<0,2	7,0	1,2	1,8	0,24	2,0	0,9	3,1	1,0	2,3	
Th 232 (Ac228)	5,0	30	11,7	13,6	11,4	9,4	8,9	10	9,7	13,4	13,1
Cs 137	32	ca.2	8,9	37	12,2	3,5	13,3	45,3	5,9	2,6	
Co 60	0,8										

*) ohne Lü3.3 und 4.1

Anhang D,3 Alphaspektrometrische Untersuchungen der Universität Marburg (01-03.2001)
von Bodenproben (10-40g) in Geest und Marsch (Bq/kg)

Position	2.36	1.30	1.10	1.5	1.1
Th 228				30	
Th 230				48	
Th 232				32	
U 232			0,2	2,9	0,06
U 234	10,9	4,4	1,6	93,8	10,1
U 235	1,5	0,3	1,1	1,2	0,4
U 238	13,0	3,7	16,5	73	9,9
Pu 238		1,07	0,35	0,72	1,9
Pu 239/240		0,40	0,1	0,43	1,3

Anhang F

Tab. Strahleninduzierte genetische Effekte/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosisbestrahlung

Bestrahtetes Kollektiv	Krankheit	Gonadendosis mSv	Relatives Risiko	Verdopplungsdosis mSv
Seascale Väter (Gardner u.a.1990) alle Stadien der Spermatogenese 6 Monate vor Konzeption Sellafield Arbeiter (Dickinson, Parker 2002) Beruflich exponiert W.Cumbria (McKinney u.a.1991)	Leukämie + Lymphome “ “	200 10	7 7 1,9 3,2	29 1,4
Präkonzeptionelle Röntgendiagnostik Väter (Graham u.a.1966) Väter (Shu u.a.1988) Väter (Shu u.a.1994) Mütter (Stewart u.a.1958) Mütter (Graham u.a.1966) Mütter (Natarajan, Bross 1973) Mütter (Shiono u.a.1980)	Leukämie Leukämie Leukämie Leukämie Leukämie Leukämie Krebs	5* 3-30 5* 5* 5* 5* 3*	1,3 1,4-3,9 3,8 1,7 1,7 1,4 2,6	3,8 2,9 2,9 3,6 1,2
Berufliche Exposition (Hicks u.a.1984)	Krebs		2,7	

*) Die gekennzeichneten Dosiswerte sind durch Verfasser geschätzt

Gardner, M.J., Snee, M.P., Hall, A.J., Powell, A.J., Downes, S., Terrell, J.D.: Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria. Brit. Med. J. 300, 1990, 423-429

Dickinson, H.O., Parker, I.: Leukaemia and non-Hodgkin's lymphoma in children of male Sellafield radiation workers. Int. J. Cancer 99, 2002, 437-444

McKinney, P.A., Alexander, F.E., Cartwright, R.A., Parker, L.: Parental occupations of children with leukemia in west Cumbria, north Humberside, and Gateshead. Br. Med. J. 302, 1991, 681-687

Graham, S., Levin, M.L., Lilienfeld, A.M. et al.: Preconception, intrauterine, and postnatal irradiation as related to leukemia. Natl. Cancer Inst. Monogr. 19, 1966, 347-371

Shu, X.O., Gao, Y.T., Brinton, L.A., Linet, M.S., Tu, J.T., Zheng, W., Fraumeni, J.F.: A population-based case-control study of childhood leukemia in Shanghai. Cancer 62, 1988, 635-644

Shu, X.O., Reaman, G.H., Lampkin, B., Sather, H.N., Pendergrass, T.W., Robison, L.L.: Association of paternal diagnostic x-ray exposure with risk of infant leukemia. Cancer Epidemiol., Biomarkers & Prevention 3, 1994, 645-653

Stewart, A., Webb, J., Hewitt, D.: A survey of childhood malignancies. Br. Med. J. i, 1958, 1495-1508

Natarajan, N., Bross, I.D.J.: Preconception radiation leukemia. J. Med. 4, 1973, 276-281

Shiono, P.H., Chung, C.S., Myrianthopoulos, N.C.: Preconception radiation, intrauterine diagnostic radiation, and childhood neoplasia. J. Natl. Cancer 65, 1980, 681-686

Hicks, N., Zack, M., Caldwell, G.G., Fernbach, D.J., Falletta, J.M.: Childhood cancer and occupational radiation exposure in parents. Cancer 53, 1984, 1637-1643

Biological dosimetry – method of choice to evaluate ionizing radiation

Heike Schröder

Messstelle für Arbeits- und Umweltschutz e.V., Bremen

Chromosomal aberration analysis is the gold standard test to evaluating structural and numerical chromosomal aberrations in chromosomes of peripheral blood lymphocytes derived from individuals and/or of groups of people potentially exposed to ionizing radiation. This is to prove or to refuse if ionizing radiation has affected people in the past.

The highly specifically induced chromosomal aberrations - found after irradiation in vivo as well as in in vitro - are dicentric chromosomes and centric ring chromosomes. As we know from decades of research, both types of aberrations do increase in a dose-dependant manner after ionizing irradiation has been applied.

In my lecture I will present

- the method of chromosomal aberration analysis
- the results of studies which are representative
- my intention to show the potential of the method of biological dosimetry.

Eine mütterliche Strahlenexposition erhöht das Risiko für Kinder mit Trisomie 21 – Low dose irradiation of women increases the risk for children with trisomy 21

Karl Sperling¹, H. Neitzel¹, H. Scherb²

¹ Institute of Human Genetics / Institut für Humangenetik, Humboldt University Berlin, Germany

² Institute of Biomathematics and Biometry / Institut für Biomathematik und Biometrie, Helmholtz-Zentrum München, Germany

Introduction

Trisomy 21 is a major cause of human prenatal and postnatal morbidity and mortality. It can be diagnosed unequivocally and thus offers important prerequisites for epidemiological studies. Nonetheless, even despite decades of research, apart from maternal age, germ line mosaicism, and altered recombination rate, no single exogenous or endogenous factor for trisomy 21 has been unambiguously identified. Maternal age distribution and selective abortion after prenatal diagnosis have the strongest influence on its frequency. If these variables remain constant, then any sudden increase in frequency must be due either to chance or to an environmental factor.

Prevalence of trisomy 21 from 1982 to 1992

Based on time trend analyses allowing for jumps, significant and abrupt increases of trisomy 21 were observed in January 1987 in West-Berlin (Fig. 1, [1,2]) and in Belarus (Fig. 2, [3]), nine months after the Chernobyl reactor accident.

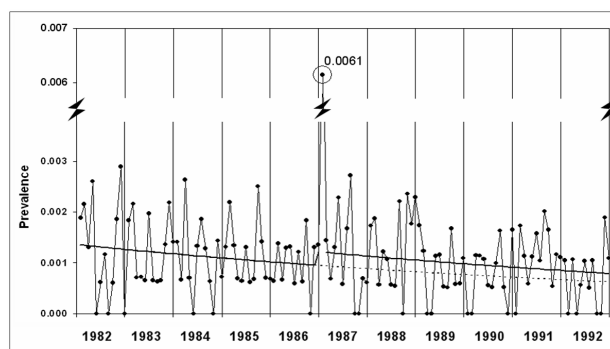


Fig. 1: Prevalence of Trisomy 21 in West Berlin (N=218,497; n=237) and change-point model allowing for a jump in December 1986 and a peak in January 1987: OR_{jump}=1.28, 95%-CI=[0.76, 2.16], p=0.3558, OR_{peak}=5.07, 95%-CI=[2.55, 10.06], p<0.0001

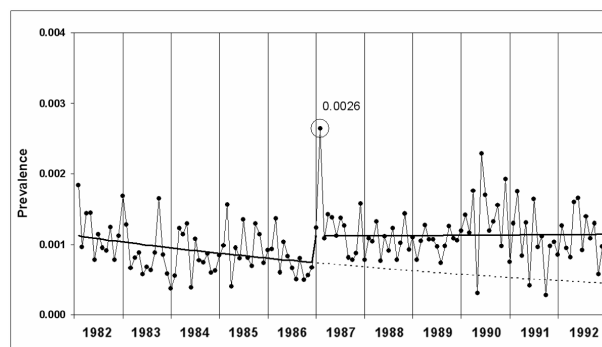


Fig. 2: Prevalence of Trisomy 21 in Belarus (N=1,720,030; n=1791) and change-point model allowing for a jump and a broken stick in December 1986, and a peak in January 1987: OR_{jump}=1.97, 95%-CI=[1.37, 2.83], p=0.0002 (evaluated in December 1989), OR_{broken stick}=1.007, 95%-CI=[1.001, 1.014], p<0.0213, OR_{peak}=2.36, 95%-CI=[1.56, 3.59], p<0.0001.

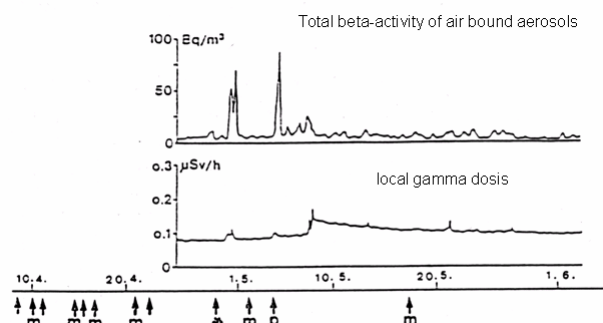


Fig. 3: Temporal relationship between radioactivity in Berlin on pregnancies with trisomy 21 (arrows) ordered according to the first day of the last menstruation cycle. M = maternal, p = paternal non-disjunction; •not in Berlin at the time of conception [2].

This is illustrated for Berlin in Fig. 3 and confirmed for Belarus by Zatsepin et al. [3] „The spatial distribution of DS cases in children, born in January 1987 follows well the radioactive clouds passage within the first post-accident days, but without an evidence of association with Cs-137 soil contamination level“. Since Germany has

one of the highest prevalences of iodine deficiency, the uptake of radioactive iodine was considerably higher than in most other European countries.

In addition, a long-term effect was also observed not only in West-Berlin and Belarus, but also in several European countries, such as Poland [4], Scotland [5], Jutland [6], Sweden [7], and, perhaps, Hungary (Jan.-March 1987 not significant [8]). This is explained by the total long-term exposure, especially due to Cs-137.

Chernobyl effect and the Bradford Hill criteria

The above observations fulfil the Bradford Hill criteria with respect to the *strength of association*, *consistency*, *specificity* and *relationship in time*. Moreover, a *biological gradient* (dose-effect-relationship) could be observed among the prenatally diagnosed cases with trisomy 21 in Germany (Fig. 4 [2]).

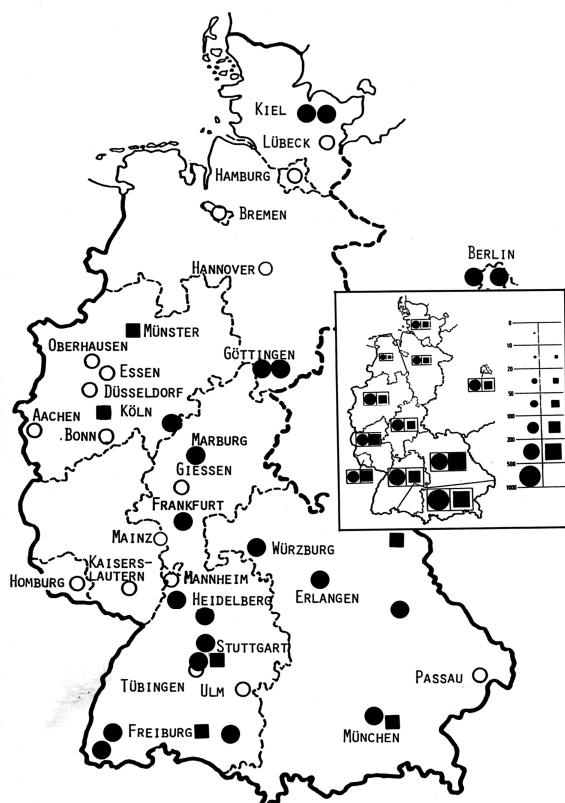


Fig. 4: Map of Germany depicting the places of residence of mothers with aneuploid fetuses who were probably conceived during the time of greatest radioactive exposure. Circle: fetuses with trisomy 21; Squares: other aneuploidies; Inset: Time-integrated airborne radioactivity, April 2 – May 8. Circle J-131; Square Cs-137 [2].

Biological plausibility is fulfilled due to the lack of a chromosome-mediated checkpoint control during oogenesis, explaining the extremely high rate of spontaneous nondisjunction in man. It is, therefore, logical to assume that maternal nondisjunction is sensitive to the effect of endogenous and exogenous factors, especially around conception. There is clear *experimental evidence* that low doses of ionising radiation increase mitotic non-disjunction [9] and that mouse oocytes are most sensitive to low dose irradiation immediately before ovulation [10].

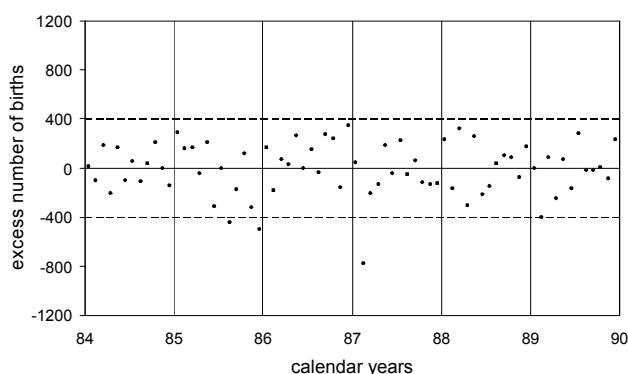


Fig. 5: Birth rate in Southern Bavaria (deviations from long-term trend). A. Körblein, personal communication, 2006

The criterion of *reasoning by analogy* is fulfilled because there are many reports on correlations between endogeneous and exogeneous factors and the frequency of trisomy 21 [reviewed in 11]. Moreover an increase in perinatal death was observed in Germany in 1987 [12-14], and the lowest birth rate in Southern Bavaria (deviations from long-term trend) in February 1987 [Fig. 5].

Conclusions

These coherent observations, which also fulfil the Bradford Hill criteria, prove that the increase in trisomy 21 was not a chance event but is causally related to low dose irradiation. Thus, maternal meiosis is an error prone process that is highly sensitive to the effect of exogenous factors, particularly around conception. This conclusion has not only practical consequences for genetic counselling under the aspect of risk avoidance and primary prevention but also theoretical implications concerning the physiology of the meiotic process.

References

- 1) Sperling K et al., British Medical Journal 1994; 309:158-162
- 2) Sperling K et al., Biomed and Pharmacother 1991; 45: 255-262
- 3) Zatsepin I et al., Int J Rad Med 2004; 6: 57 – 71
- 4) Jaskowski et al Raport, 1992 ; ISBN-83-900154-2-0
- 5) Ramsey et al. Biomed & Pharmacother 1991; 45: 267-272
- 6) EUROCAT Working Group 1991
- 7) Ericson & Kallen Environmental Res 1994; 67: 149-159
- 8) Czeizel Hum Genet 1989; 82: 359-399
- 9) Clarke et al. European commission, Luxembourg, 1994
- 10) Tease and Fisher Mutat Res 1986; 173: 211-215
- 11) Sperling und Neitzel in Handb. Mol. Medizin 2000; 7-2
- 12) Luning & Schmidt, Lancet 1985 ; 1081-1083
- 13) Körblein & Küchenhoff, Radiat Environ Biophys 1997 ; 36: 3-7
- 14) Scherb et al. Environ Health Perspect 2000; 108: 159-165

sind folgende Sachverhalte von besonderer Bedeutung:

1. Der Ablauf der mütterlichen Keimzellbildung zum Zeitpunkt der Konzeption ist ein besonders störanfälliger Prozess. Eine Strahlenexposition zu diesem Zeitpunkt wirkt sich daher wesentlich stärker aus als in der Zeit davor.
2. Für die Strahlenbelastung in Deutschland als ausgeprägtem Jod-Mangelgebiet spielte die Inhalation von kurzlebigen Radionukliden, insbesondere Jod 131, die wesentliche Rolle.
3. Vielfältige epidemiologische Befunde zur Prävalenz der Trisomie 21 und bestimmte experimentelle Ergebnisse stehen nicht im Widerspruch zu der Beobachtung in Berlin.

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit sorgfältiger Fall-Kontrollstudien zur Prävalenz der Trisomie 21, speziell unter Berücksichtigung des Zeitpunktes der Konzeption. Dies eröffnet die Möglichkeit, weitere Risikofaktoren der Trisomie 21 zu erkennen – und gegebenenfalls zu vermeiden. Dies wäre eine echte präventive Massnahme, die jeder sekundären „Prävention“ im Rahmen der vorgeburtlichen Diagnostik vorzuziehen ist.

Auf dem Internationalen Kongress für Genetik 1927 in Berlin wurde von H. J. Muller erstmals der Nachweis geführt, dass ionisierende Strahlen das Erbgut der Taufliege *Drosophila* in dosisabhängiger Weise schädigen. Der heutigen Lehrmeinung nach gibt es in dieser Hinsicht keinen Schwellenwert. Die zusätzliche Dosis als Folge der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in Deutschland war jedoch so gering, dass der epidemiologische Nachweis eines Effektes auf das Erbgut des Menschen ausgeschlossen schien.

In Berlin fand sich im Januar 1987 eine signifikante Zunahme der Trisomie 21 unter denjenigen Kindern, deren Konzeption in die Zeit der höchsten Strahlenbelastung, Ende April bis Anfang Mai 1986, fiel. Dieser Befund konnte in einer unabhängigen Untersuchung, in der die vorgeburtlichen Chromosomenanalysen der Bundesrepublik aus dem Jahr 1986 ausgewertet wurden, bestätigt werden.

Für die Berliner Fälle konnten alle bekannten Faktoren, die die Prävalenz der Trisomie 21 beeinflussen, ausgeschlossen werden, so dass gemäss der Bradford Hill Kriterien ein ursächlicher Zusammenhang mit der zusätzlichen Strahlenbelastung die wahrscheinlichste Annahme ist. Dabei

Einfluss der Form der Dosis Wirkungsbeziehung auf das Leukämierisiko

Shape of the dose-response relationship and its impact on leukemia risk

Alfred Körblein

Umweltinstitut München, i.R., Nürnberg

Abstract

Das auffälligste Ergebnis der KiKK Studie, eine Verdopplung des Leukämierisikos bei Kleinkindern im Nahbereich von Kernkraftwerken (KKW), gibt Rätsel auf. Einerseits ist die Erhöhung statistisch so deutlich signifikant, dass Zufall praktisch ausgeschlossen werden kann. Andererseits widerspricht das Ergebnis offiziellen Dosis- und Risikoschätzungen um etwa den Faktor 1000. Andere Risikofaktoren sind wegen der Konzentration der Erhöhung des Leukämierisikos auf den Nahbereich der KKW unplausibel.

Systematische Fehler bei der Ermittlung der Strahlenbelastung durch die Ausbreitungsrechnungen nach AVV, sowie zu kleine Dosisfaktoren für inkorporierte Radionuklide, könnten zusammen durchaus zu einer Unterschätzung der Strahlenbelastung um ein bis zwei Größenordnungen (Faktor 10 bis 100) führen. Um die Ergebnisse der KiKK Studie zu erklären, wäre aber ein Faktor 1000 erforderlich.

Bei konventionellen Dosisbetrachtungen wird aber stillschweigend vorausgesetzt, dass eine Verdopplung des Risikos auch eine Verdopplung der Strahlendosis erfordert, dass also die Beziehung zwischen Dosis und Risiko linear ist. Ist dies nicht der Fall, so führt eine Erhöhung der Hintergrundstrahlung im Nahbereich von Kernkraftwerken zu einer überproportionalen Erhöhung des Risikos.

Über die Form der Dosis-Wirkungsbeziehung bei Strahlendosen im Bereich der Hintergrundstrahlung gibt es bisher keine gesicherten Erkenntnisse. Nach Tschernobyl zeigte sich jedoch im Jahr 1987 eine signifikante Erhöhung der Perinatalsterblichkeit in Deutschland, obwohl die zusätzliche Strahlenbelastung deutlich unterhalb der Hintergrundstrahlung lag. Dieses Ergebnis wider-

spricht der Annahme einer Schwellendosis von 100 mSv für teratogene Schäden. Außer-dem fand sich ein stark positiv gekrümmter Zusammenhang zwischen Cäsiumbelastungen von Schwangeren und der Perinatalsterblichkeit; die Sterblichkeit war proportional zum Exponenten 3,5 der Cäsiumbelastung.

Wird angenommen, dass auch für die pränatale Induktion von Leukämien eine mit dem Exponenten 3,5 gekrümmte Dosis-Wirkungsbeziehung gilt, dann wird eine um 10% erhöhte Strahlenbelastung ein um 40% erhöhtes Risiko bewirken. Noch deutlicher werden die Effekte, wenn davon ausgegangen werden kann, dass die Emissionen von Kernkraftwerken starken zeitlichen Schwankungen unterworfen sind. Angenommen, die gesamte Strahlendosis eines Jahres wird nur in einem Zehntel des Jahres emittiert, so führt eine um 10% erhöhte mittlere Strahlenbelastung zu einem um 100% erhöhten Strahlenrisiko.

Eine gekrümmte Form der Dosis-Wirkungsbeziehung folgt allein aus der plausiblen Annahme, dass sowohl die individuellen Strahlendosen als auch die Strahlenempfindlichkeiten in einer Bevölkerung Zufallsverteilungen (Lognormalverteilungen) folgen. Die Rechnung ergibt, dass die Dosis-Wirkungsbeziehung dann die Form einer kumulierten Lognormalverteilung annimmt. Diese weist bei kleinen Werten eine stark positive Krümmung auf.

Nach Meinung des Autors ist damit möglicherweise das fehlende Glied gefunden, um die erhöhte Krebs- und Leukämieinzidenz bei Kleinkindern auch quantitativ zu erklären. Allerdings gelingt dies nur unter der Voraussetzung, dass die offiziellen Rechnungen die Strahlenbelastung im Nahbereich von Kernkraftwerken um ein bis zwei Größenordnungen unterschätzen.

The most striking result of the German KiKK study is a more than two-fold increase in leukemia risk in young children living near German nuclear power plants (NPPs). The statistical significance of this finding is such that a

chance result can be largely ruled out. No other potential risk factors were identified in the KiKK study that could explain this finding. The result, however, is in conflict with the assertion by radiation protection authorities that the estimated

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. (GSS) mit Unterstützung des Instituts für Humangenetik der Charité Berlin

Umweltmedizin: Evidenz – Kontroverse – Konsequenz
Symposium, Berlin 28. September 2008

doses from nuclear power plants were at least a factor of 1000 too low to produce the observed effect.

A number of scientists have pointed out that official dose calculations often use inadequate propagation models and very low dose coefficients for internal emitters which, together, could account for a possible underestimation of doses by a factor 10 to 100. But we need to explain a difference of a factor of 1000. What did we overlook?

A common assumption is that a 100% increase in effect requires a 100% increase in dose. This, however, is not true if the dose-response is non-linear. In addition, residents near NPPs are exposed to widely fluctuating dose rates over the year and not to a constant low dose rate. With a curvilinear dose-response, the effect will be determined not by the average dose but by the dose from emission peaks. This means close examination should be made of emission peaks, eg those resulting from the opening of reactors during re-fuelling.

To date, we do not know the shape of the dose-response curve at very low doses. After the Chernobyl accident, a significant increase of perinatal mortality was found in Germany in 1987 [1]. This increase could not be explained by current radiobiological models which, for teratogenic effects, assume the existence of a threshold dose of 100 mSv for deterministic (cell-killing) effects. The

dose-response curve determined in [1] shows an upward curvature with a power of dose of 3.5.

Assuming that the dose-response for in utero leukemia induction is curvilinear with also a power of dose of 3.5, a 10% increase of dose will yield a 40% increase in leukemia risk. If the emissions are not constant but characterised by peaks, the resulting effect will be even greater. It can be shown that if the whole annual dose is delivered in eg one tenth of a year, a 10% increase of dose will correspond to a 100% increase of risk.

A curvilinear dose-response would be a consequence of the reasonable assumptions that individual doses and radiosensitivities are randomly distributed in a population. As can be shown, the mathematical form of the resulting dose-response relationship is a cumulative lognormal distribution function which, at low dose values, has a strongly curvilinear shape.

Such a curvilinear shape, together with corrected dose estimates, have the potential to explain the doubling of leukemia rates observed near German NPPs.

[1] Körblein A, Küchenhoff H. Perinatal Mortality in Germany following the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys* 1997; 36 (1): 3-7, available at: <http://www.alfred-koerblein.de/chernobyl/downloads/KoKu1997.pdf>

Die KiKK Studie fand ein mehr als doppeltes Leukämierisiko bei Kleinkindern im 5-km Nahbereich deutscher Kernkraftwerke (KKW). Offizielle Berechnungen der Strahlendosis ergeben selbst am ungünstigsten Aufpunkt Leukämierisiken, welche um 3 Größenordnungen niedriger liegen. Die Autoren der KiKK-Studie folgerten, dass die beobachtete Erhöhung nicht durch die radioaktiven Abgaben von KKW zu erklären sei.

Nun gibt es seit längerem erhebliche Kritik an der Berechnungsmethode, der sog. Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu §47 der Strahlenschutzverordnung (StrSchV), insbesondere im Zusammenhang mit dem bekannten Leukämiecluster in der Elbmarsch nahe dem KKW Krümmel. Sie wurde im Strahlenbiologischen Gutachten zum Ausdruck gebracht, welches vom Ministerium für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein 1997 in Auftrag gegeben und 2001

fertiggestellt wurde. Neben dem Hauptgutachter Dr. Stevenson waren daran eine Vielzahl von Experten verschiedener Fachrichtungen beteiligt (insgesamt enthält das Gutachten 30 Anhänge mit Expertenbeiträgen).

Das Gutachten dokumentiert eindrucksvoll eine Reihe von Schwachpunkten der Dosisberechnung nach AVV. Allerdings ist nicht immer klar, welcher Anteil des Fehlers auf mangelhafte Methoden zurückzuführen ist, und welcher auf die Schwankungsbreite der in die Rechnung eingehenden Parameter. Die StrSchV soll sicherzustellen, dass die Strahlenexposition einer Referenzperson auch unter ungünstigsten Annahmen den Grenzwert von 0,3 mSv pro Jahr nicht überschreitet. Diesen Anspruch erfüllt die StrSchV nicht, da sich die Unsicherheiten in den Annahmen multiplizieren, so dass die Gesamtfehlerbreite mehrere Größenordnungen umfassen kann.

Dies betrifft aber nicht das langjährige Mittel, für das die Richtigkeit der Methodik (Vollständigkeit der Erfassung der Emissionen, Korrektheit der Ausbreitungsmodelle, Vollständigkeit der Expositionspfade, Richtigkeit der Dosisfaktoren und der Bewertung des Strahlenrisikos) ausschlaggebend ist. Die Größenordnung einer möglichen systematischen Unterschätzung des Strahlenrisikos ist schwer zu beziffern, sie ist aber sicher deutlich kleiner als die Schwankungsbreite des individuellen Strahlenrisikos. Allerdings scheint es mir unwahrscheinlich, dass systematische Fehler einen Faktor 1000 erklären können.

Wegen der Konzentration des erhöhten Leukämierisikos auf den 5-km Nahbereich scheidet eine andere als eine strahlenbiologische Erklärung praktisch aus. Was wurde also bisher übersehen?

Bei meinen Arbeiten zu den Tschernobylfolgen in Deutschland [1] hatte sich gezeigt, dass die Dosis-Wirkungsbeziehung nicht linear verläuft; sie hat eine ausgeprägte positive Krümmung. Der Zusammenhang zwischen der Perinatalsterblichkeit in Deutschland mit der Cäsiumbelastung der Schwangeren konnte am besten durch eine Potenzfunktion mit dem Exponenten 3,5 beschrieben werden (siehe Abb.1). Außerdem fand ich eine Verschiebung von 6-8 Monaten zwischen dem Maximum der Cäsiumbelastung und dem Maximum der Perinatalsterblichkeit. Das bedeutet, dass die Schädigung im zweiten bzw. dritten Schwangerschaftsmonat stattfindet. In diesem Zeitraum liegt aber gerade die besonders empfindliche Hauptorganbildungsphase.

Auch Leukämien können in diesem Stadium durch Strahlung induziert werden. Der Schädigungsmechanismus wird, wie bei teratogenen Effekten, auf nichtreparierte DNA Schäden zurückzuführen sein. So wird die Induktion von Leukämien in einem Vorlesungsskript der Uniklinikums Leipzig unter der Überschrift teratogenes Risiko aufgeführt, siehe: <http://radioonkologie.uniklinikum-leipzig.de/>.

Welche Auswirkung hätte eine gekrümmte Dosis-Wirkungsbeziehung für die Höhe des Leukämierisikos in KKW Nähe?

Es bedeutet, dass für die Ermittlung des Strahlenrisikos nicht mehr vom Jahresmittelwert der Do-

sisrate ausgegangen werden kann, sondern dass Emissionsspitzen das Risiko überproportional erhöhen.

Für die quantitative Abschätzung des Effekts mache ich die folgenden Annahmen. Erstens, die Hintergrundstrahlung (Gamma-Anteil) betrage 1 mSv pro Jahr. Zweitens, die Zusatzdosis durch den KKW-Betrieb sei 0,1 mSv pro Jahr, also 1 bis 2 Größenordnung höher als offiziell berechnet. Drittens, alle Leukämien bei Kleinkindern seien strahleninduziert. Viertens, die Dosiswirkungsbeziehung (DWB) sei proportional zum Exponenten 3,5 der Dosis wie bei der Perinatalsterblichkeit in Deutschland nach Tschernobyl. Fünftens, die Emissionen von KKW seien diskontinuierlich und beschränkten sich auf nur ein Zehntel der Zeit. Dies geht z.B. aus einer Graphik auf Seite 16 des Jahresbericht 2007 des BfS [2] hervor, welche die Dreimonats-Mittelwerte der C-14 Emissionen des KKW Neckarwestheim zeigt (siehe Abb.2). Mit diesen Annahmen lässt sich zeigen, dass eine im Jahresmittel um 10% erhöhte Strahlenbelastung das Leukämierisiko um 100% erhöht.

Wie lässt sich die gekrümmte Form der DWB strahlenbiologisch erklären?

Nehmen wir an, die individuelle Dosisbelastung innerhalb eines bestrahlten Kollektivs sei durch eine Lognormalverteilung $f(x, \mu, \sigma)$ (Dosis x , Medianwert $\mu=1,4$ mSv, Standardabweichung $\sigma=0,3$) gekennzeichnet (siehe Abb.3, blaue Linie). Für die Dosisabhängigkeit der Schadenswahrscheinlichkeit (Strahlenempfindlichkeit) wird eine kumulierte Lognormalverteilung $g(x)$ angenommen ($\mu=4$ mSv, $\sigma=0,4$, grüne Linie in Abb.3). Der Anteil p geschädigter Individuen an der Gesamtzahl der Mitglieder des Kollektivs ist dann das Integral über $f(x)*g(x)$ von $x = 0$ bis ∞ , welches proportional ist zur Fläche unter der Kurve für den Produktterm $f(x)*g(x)$ (rote Linie in Abb.3).

Im folgenden wird eine numerische Integration durchgeführt für 5 Werte des Medianwerts der Dosis ($\mu = 1,0$ bis $1,8$ mSv). Die blauen Kurven in Abb.4 sind die 5 Dosisverteilungen $f(x)$, und die roten Linien die entsprechenden Produktterme $f(x)*g(x)$. Die Rechnung ergibt für die 5 Integrale die folgenden Werte von p :

μ (mSv)	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8
p	0,0056	0,0149	0,0311	0,0551	0,0867

Der Zusammenhang zwischen Strahleneffekt p und Dosis x kann gut durch eine Potenzfunktion

$p \sim x^n$ beschrieben werden. Der Exponent ergibt sich zu $n=4,2$ (siehe Abb.5). Eine deutlich bessere

Anpassung gelingt aber mit einer kumulierten Lognormalverteilung (siehe Abb.6). Die Summe der Fehlerquadrate (ein Maß für die Güte der Anpassung) verringert sich um mehrere Größenordnungen von $8,6E-6$ auf $1,6E-9$. Der Medianwert ergibt sich zu $3,55 \mu\text{Sv}$ und die Standardabweichung zu $0,50$.

Unter Verwendung des zeitlichen Verlaufs der Emissionen in Abb.1, und unter der Annahme eines zeitlichen Mittels der Zusatzdosis von $0,1 \text{ mSv/a}$, errechnet sich für $n=4$ ein um 58% erhöhtes Strahlenrisiko ($\text{ERR}=0.58$). Für $n=2,5$ ist $\text{ERR}=0.30$, für $n=6$ ergibt sich $\text{ERR}=1.2$.

Zusammen mit den oben genannten Korrekturen bei der Dosisberechnung lässt sich also zeigen, dass das vorgeschlagene Modell in der Lage ist, die beobachtete Erhöhung um 60% bei Krebsen und 120% bei Leukämien auch quantitativ zu erklären. Die kurvilineare Form der Dosis-Wirkungsbeziehung folgt aus der Annahme, dass sowohl die individuelle Strahlendosis als auch die Strahlenempfindlichkeit durch eine Lognormalverteilung beschrieben werden kann.

1. Körblein A, Küchenhoff H. Perinatal Mortality in Germany following the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys* 1997; 36 (1): 3-7.

2. www.bfs.de/de/bfs/druck/jahresberichte/jb2007.html

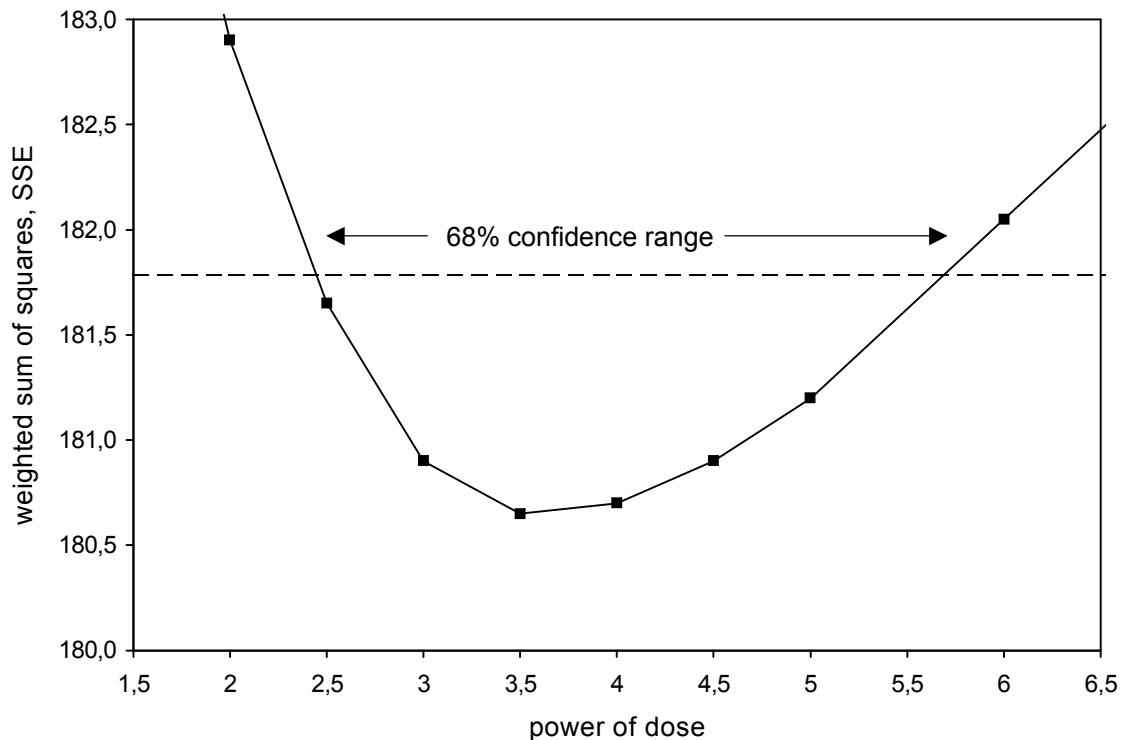


Abb.1: Abhängigkeit der Summe der Fehlerquadrate (SSE) von Exponenten (power of dose) im Cäsiumterm bei der Analyse der Daten der Perinatalsterblichkeit in Westdeutschland nach Tschernobyl. Der kleinste Wert von SSE und damit die beste Anpassung ergab sich für $n=3,5$. Der Bereich von ± 1 Standardabweichung reicht von 2,5 bis 6.

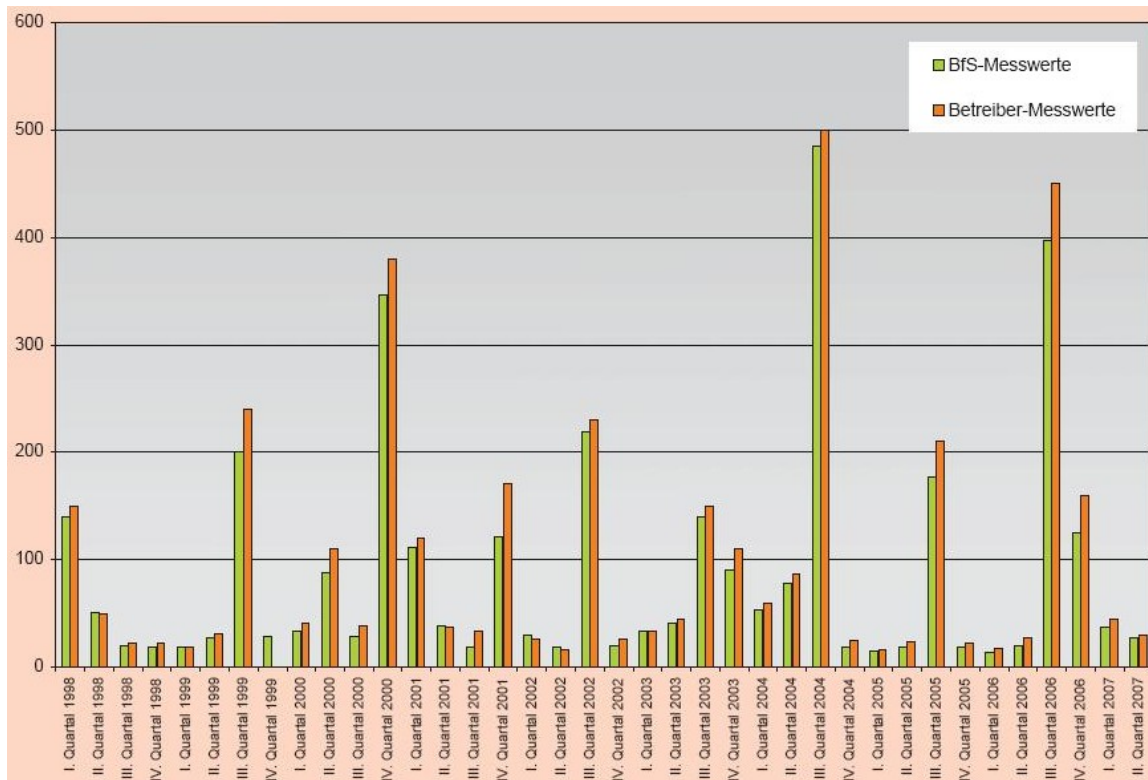


Abb.2: Dreimonatsmittelwerte der C-14 Emissionen des Kernkraftwerks Neckarwestheim [2].

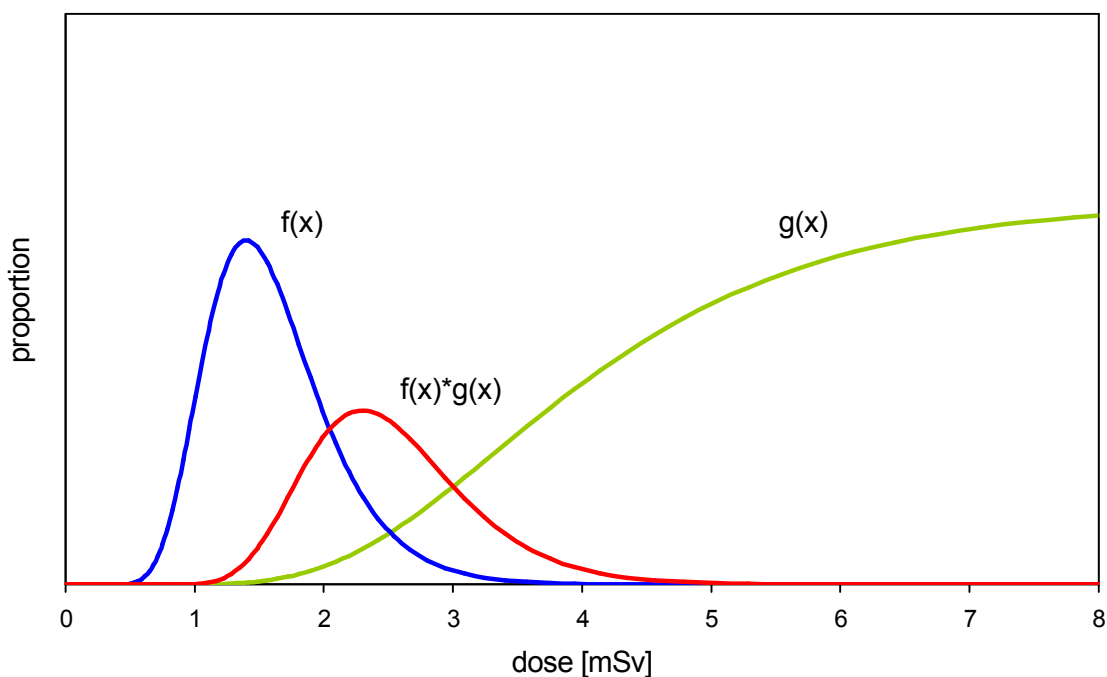


Abb.3: Angenommene Verteilungskurven. Blaue Linie: Dosisverteilung $f(x)$ ($\mu=1,4$ mSv, $\sigma=0,3$); grüne Linie: Dosisabhängigkeit $g(x)$ der Strahlenempfindlichkeit ($\mu=4$ mSv, $\sigma=0,4$); rote Linie: Produktterm $f(x)*g(x)$. Die Fläche unter der roten Kurve ist proportional zur Zahl geschädigter Individuen.

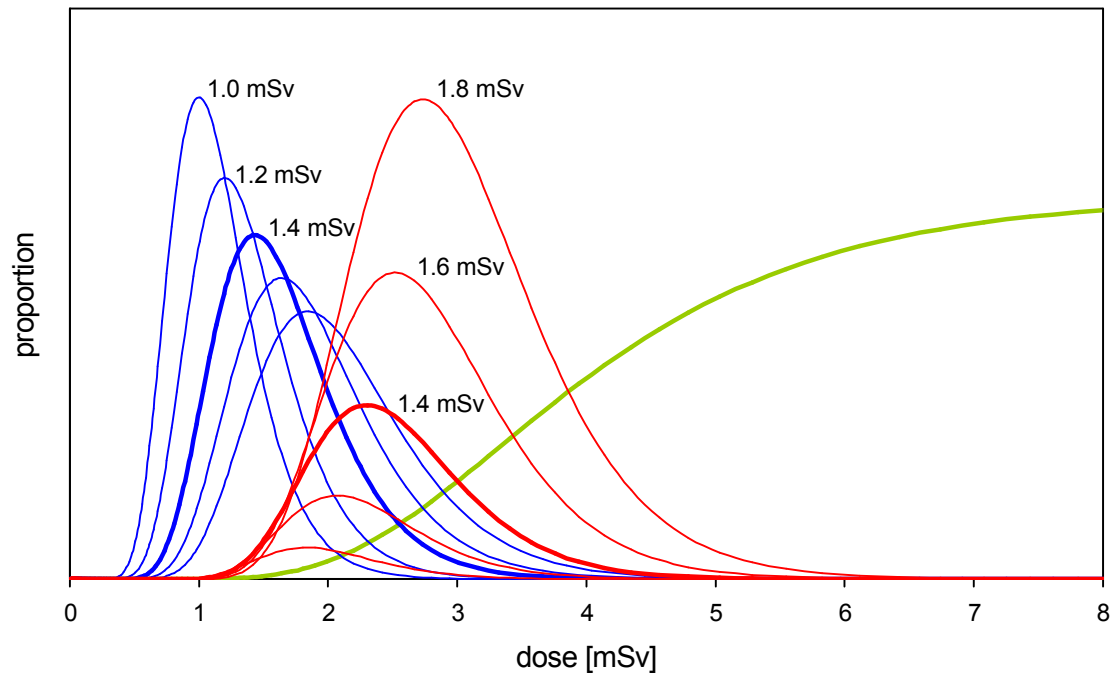


Abb.4: Verteilungskurven für fünf Medianwerte der Strahlendosis (1,0; 1,2; 1,4; 1,6; 1,8 mSv) und für die Strahlenempfindlichkeit (grüne Linie). Die Flächen unter den roten Kurven sind proportional zum Anteil geschädigter Individuen.

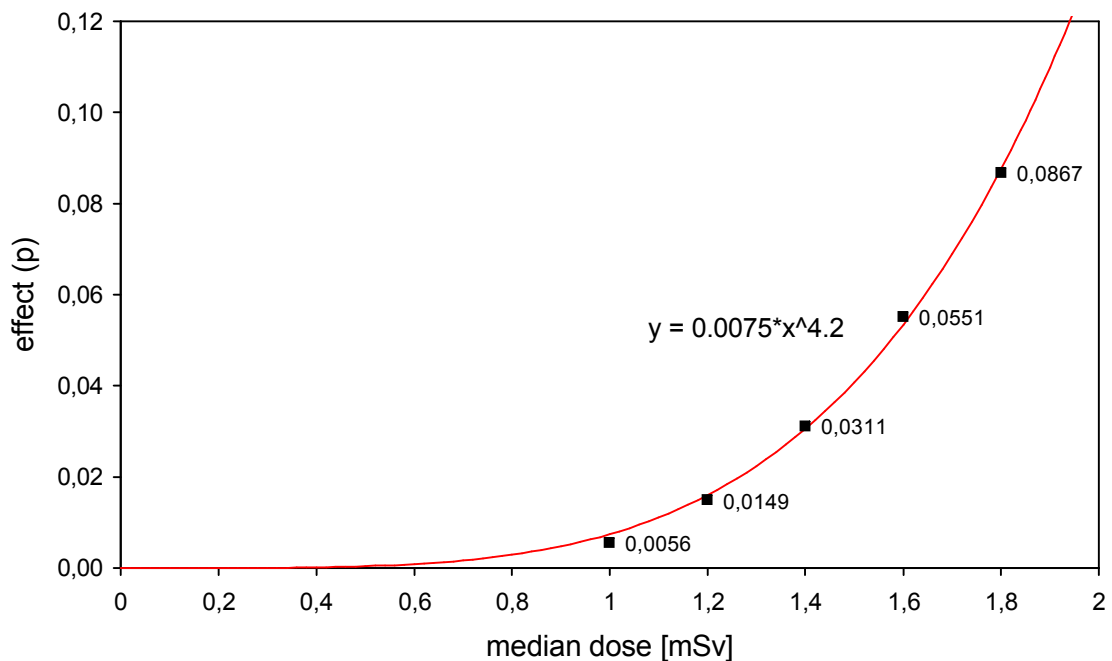


Abb.5: Anteil p geschädigter Individuen für 5 Werte des Medians der Strahlendosis. Der Strahleneffekt ist proportional zur Dosis hoch 4,2.

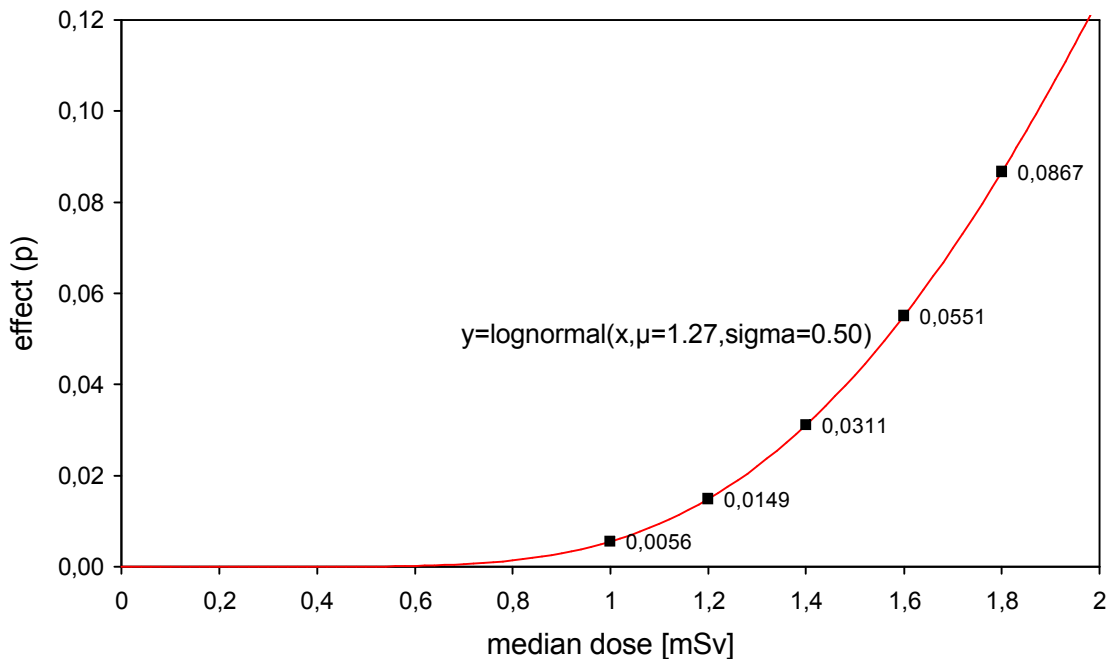
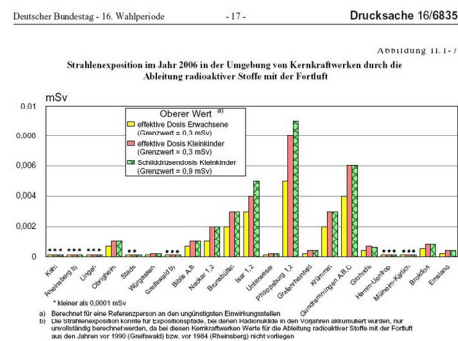


Abb.6: Anteil p geschädigter Individuen für 5 Werte des Medians der Strahlendosis. Der Strahleneffekt folgt einer kumulierten Lognormalverteilung.



Shape of the Dose-Response Curve: Impact on Leukemia Risk

Alfred Körblein
Nürnberg

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

1

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

3

The problem

- KIKK found leukemia risks were ~doubled ($RR=2.2$) in children below age 5 near NPPs
- Doubling dose for childhood leukemia is a few mSv after in utero exposure (from OSCC data)
- Official dose estimate for 1 year old children is a few μ Sv per year
from: <http://djp21.bundestag.de/djp21/btd/16/068/1606835.pdf>
- Difference: **a factor of 1000!**

Official dose estimates questionable:

- Possible incomplete registration and measurement of radionuclides emitted by NPP?
- Official dose calculations use simple propagation models: two dimensional Gauss model might be in error up to factor 10
- ICRP model for internal emitters might underestimate doses, especially for alpha and low energy beta emitters, eg H-3.
(See UK Government CERRIE report (2004) on dose uncertainties)

Therefore:

Official dose estimate might be low by a factor of 10-100!

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

2

Alfred Körblein

Symposion Berlin 28 Sept 2008

4

O. Schumacher:
Portsmouth Conference (1997)

„Finally the noble gases Xe-137, Kr-90 and Kr-89 are left over which decay to Cs-137, Sr-90 and Sr-89 respectively.

Because of the long half life of Sr-90 and Cs-137 only small amounts of activity of these nuclides will be produced.

The most relevant nuclide for inducing leukaemia within these scenarios is **Sr-89**.“

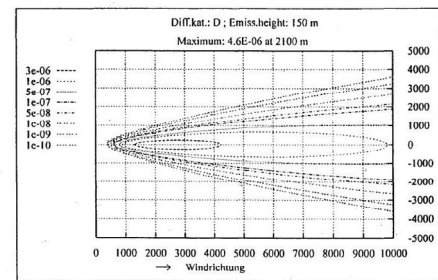
Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

5

Performance of the Environmental Monitoring Program for Nuclear Facilities in Germany: Possibilities of Unrecognized Exposures

Fig. 2: Isolines of the fallout dispersion coefficient for a height of 150 m



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

8

How to close the gap?

Official estimates of the **average** dose might be low by a factor of 10-100, but we need to explain a factor of 1000!

Common assumption: risk ~ dose
ie dose-response relationship (DRR) is linear!

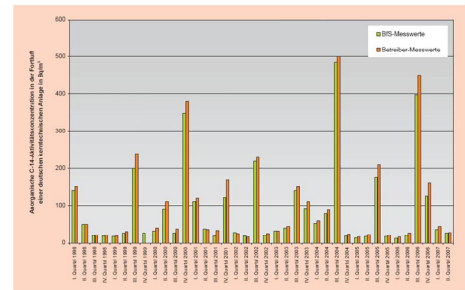
But:

Do we really know the shape of the DRR?

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

6



Vergleich der vom Betreiber und des BfS ermittelten Kohlenstoff-14 Aktivitätskonzentrationen in der Fallout am Beispiel eines abdeutschen Druckwasserreaktors (KORR Reaktorwestheim 2)

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

9

Let us assume that ...

- (1) Shape of the dose-response curve is **curvilinear**
- (2) Residents near NPPs are exposed to locally and temporally **fluctuating dose rates**
- (3) .. which add to the essentially constant natural background radiation

Example:

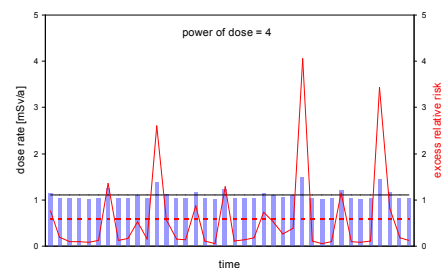
Power of dose of 3.3: 2-fold dose means 10-fold risk!

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

7

Dose-effect relationship

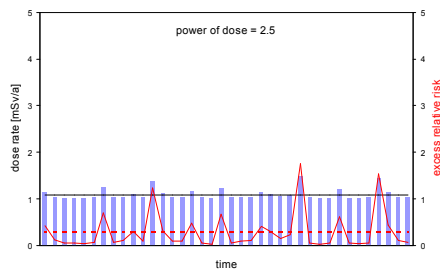


Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

10

Dose-effect relationship



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

11

Assumptions

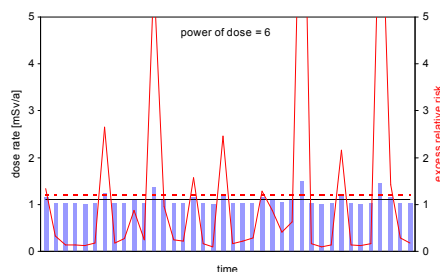
1. annual background dose (excluding radon) ~1 mSv/a
2. additional average dose from NPP: ~0.1 mSv per year (ie >10 times larger than official estimates)
3. prenatal origin of leukemia in children under age 5
4. temporally and locally fluctuating emissions from NPPs
5. curvilinear dose response (power of dose $n > 1$)

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

14

Dose-effect relationship



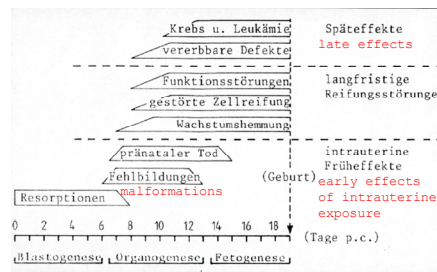
Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

12

Teratogenic risk:

Prenatal induction of radiation damage in the mouse



from: <http://radioonkologie.uniklinikum-leipzig.de>

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

15

Results

- The excess relative risk depends on the power of dose n . For $n=4$, a 10% increase in average dose increases the risk by 60% (ERR=0.60). ($n=2.5$: ERR=30%, $n=6$: ERR=120%).
- The KiKK study found ERR=60% for all cancers and ERR=120% for leukemias.

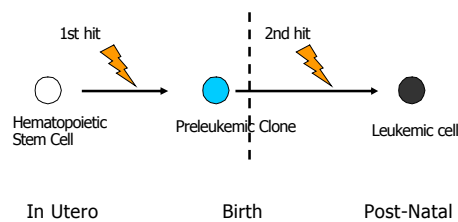
Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

13

Model for Leukemogenesis in Children

(from Claudia Roessig)



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

16

Epidemiological evidence

Following the Chernobyl accident, a significant association of perinatal mortality with the caesium burden of pregnant women in Germany is found.

(Körblein A, Küchenhoff H. Radiat Environ Biophys 1997 Feb;36(1):3-7)

- The time-lag between the peaks of caesium burden and perinatal mortality peaks is 7 months (95% CI: 5.5-8.5 months).
- The dose response is curvilinear with a best estimate of 3.5 for the power of dose (95% CI: 1.5-7.5).

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

17

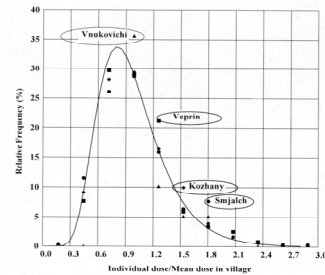


FIG. 4.11. Frequency distributions of monthly effective external doses of individual persons as measured in summer 1993 with TL dosimeters in four villages of the Bryansk Oblast (points) and calculated by the stochastic model (curve). Doses are normalized to the arithmetic mean of the individual doses determined for each of the villages. From Golikov et al. (2002).

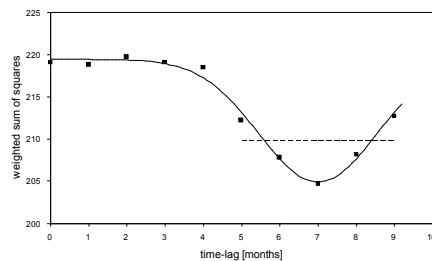
Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

20

Time lag between exposure and effect

German perinatal mortality, K&K 1997



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

18

Shape of the dose-response curve

mathematical derivation

Assumptions:

- A Random distribution of doses in a cohort:
lognormal distribution with median dose $x=\mu$ and standard deviation σ :
density function $f(x) = 1/(x \cdot \sigma \cdot (2\pi)^{1/2}) \cdot \exp(-(\ln(x)-\mu)^2/2\sigma^2)$
- B Random distribution of radiation sensitivities:
cumulated lognormal distribution function $g(x)$
- C Effect in dose interval $(x, x+dx)$ is $\sim f(x) \cdot g(x) \cdot dx$

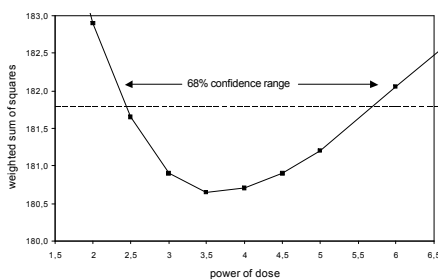
Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

21

Power of dose

in West German perinatal mortality data

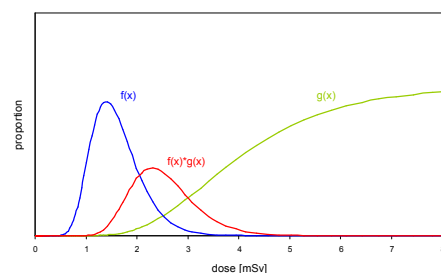


Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

19

Distribution curves

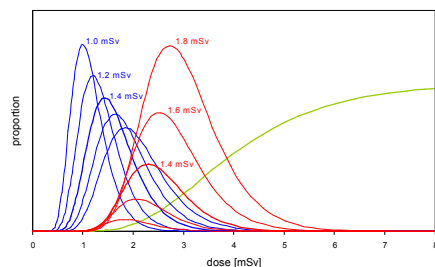


Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

22

Numerical calculation of dose effects

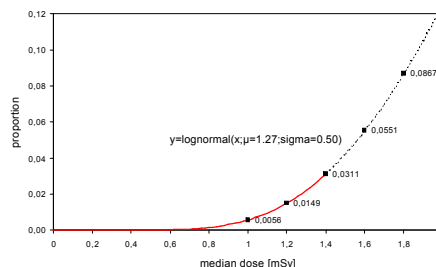


Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

23

Dose-effect relationship lognormal function



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

26

Sum effect

The integral effect of radiation exposure of a population to median dose x is proportional to the area under the red curve.

In the following graphs, the results for median doses of 1.0, 1.2, 1.4, 1.6, and 1.8 mSv and $\sigma=0.3$ are plotted as a function of dose.

Underestimation of radiation risk by averaging

Mean dose [mSv/yr]	Probability (average dose)	Probability (lognormal dist.)	Ratio
1.0	0.0006	0.0056	9.3
1.2	0.0027	0.0149	5.5
1.4	0.0087	0.0311	3.6
1.6	0.0203	0.0551	2.7
1.8	0.0400	0.0876	2.2

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

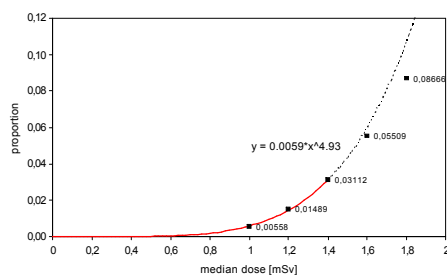
24

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

27

Dose-effect relationship power-of-dose model



Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

25

Summary

- The mathematical form of the dose-response relationship is a cumulative lognormal distribution function.
- The only assumption for the calculation is that both the doses and the radiosensitivities are randomly distributed in a population.
- The present model, together with modified estimates of the average dose, has the potential to close the gap, ie, to explain the size of the increased childhood leukemia observed near German NPPs.

Alfred Körblein

Symposium Berlin 28 Sept 2008

28

Strahleninduzierte genetische Effekte und ökologische Dosis-Wirkungs-Analysen

Radiation induced genetic effects and ecological dose-response analyses

Hagen Scherb

Institut für Biomathematik und Biometrie, Helmholtz-Zentrum München

1. Zusammenfassung

Seit Anfang des 20. Jahrhunderts werden strahleninduzierte genetische Effekte bei Tier und Mensch in der wissenschaftlichen Literatur diskutiert (Muller 1927, Schull & Neel 1958, Vogel & Motulski 1986). Der Unfall von Tschernobyl (1986) bietet hier die Gelegenheit, neue Daten und neue Erkenntnisse zu gewinnen (Sperling et al. 1994, Sperling et al. 2008, Lazjuk et al. 1998, Ziegłowski & Hemprich 1999, Weinberg et al. 2001, Dubrova et al. 2002, Zatsepin et al. 2004, Möller et al. 2007). In einer Reihe von eigenen Arbeiten (Scherb et al. 1999, 2000, Scherb & Weigelt 2003, 2004, Scherb & Voigt 2007, 2008) wurde gezeigt, daß es möglich ist, ökologische Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen der zusätzlichen Kollektivdosis auf Landkreis- bzw. Gemeindeebene nach Tschernobyl auf der einen Seite und Totgeburtnachweis, Fehlbildungsrate, und Geschlechtsverhältnis der Lebend- bzw. Totgeburten auf der anderen Seite nachzuweisen. Der Vortrag gibt einen Überblick über die verwendete Methodik und die gefundenen Zusammenhänge. Eine erweiterte Auswertung des Geschlechtsverhältnisses der Lebendgeburten vor und nach Tschernobyl zeigt, daß in einem relativ großen Teil Europas (knapp 50 Millionen Geburten von 1982 bis 1992) mit einer 5-stelligen Zahl von vor-

geburtlich verlorenen Kindern durch eine strahleninduzierte Verschiebung des Geschlechtsverhältnisses - zum männlichen Geschlecht hin - gerechnet werden muß.

2. Tschernobyl Fallout und das Geschlechtsverhältnis der Geburten in Bayern, in der ehemaligen DDR und in West-Berlin 1986 und 1987 auf Landkreisebene

Abbildung 1 zeigt das Geschlechtsverhältnis der Lebend- und Totgeburten in den Jahren 1986 und 1987 in den 294 Stadt- bzw. Landkreisen Bayerns und der ehemaligen DDR (inklusive Ostberlin und Westberlin) in Abhängigkeit von der zusätzlichen externen γ -Dosis durch Cs-134 bzw. Cs-137 nach der Tschernobyl Katastrophe. Der durch die Regressionslinie angezeigte Zusammenhang zwischen zusätzlicher landkreisbezogener kollektiver Strahlenbelastung nach Tschernobyl und dem Geschlechtsverhältnis erscheint hier relativ stark und deutlich signifikant ($OR/mSv \cdot a = 1.038$, $p = 0.0031$). Das ist ca. das doppelte des – ebenfalls auf dieser Landkreisebene abgeleiteten – langfristigen dosisspezifischen Risikos von 1986 bis 1991: $OR/mSv \cdot a = 1.015$, $p = 0.0218$. Details siehe Scherb & Voigt 2007.

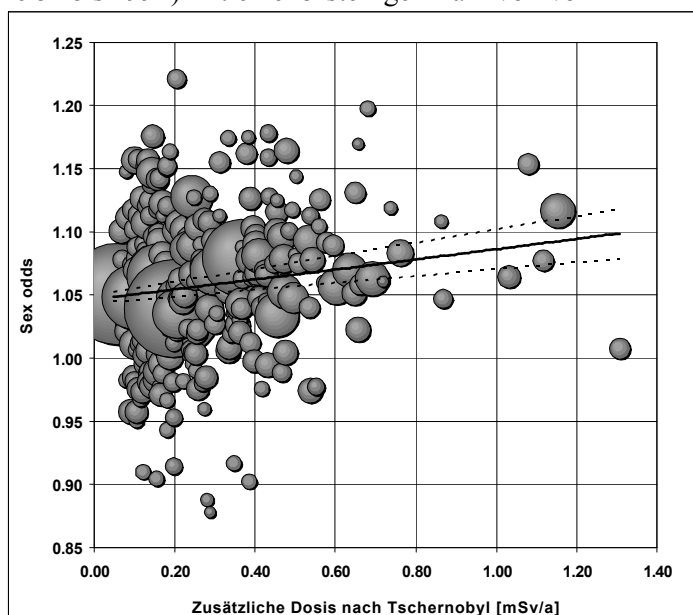


Abbildung 1. Streudiagramm des mit der Geburtenzahl der Landkreise gewichteten Geschlechtsverhältnisses (sex odds at birth, männlich/weiblich) in Bayern, DDR und West-Berlin 1986 und 1987 in Abhängigkeit von der zusätzlichen Kollektivdosis (mSv/a) in den Landkreisen incl. logistischer Regressionslinie mit 95%-Konfidenzbereich für die vorhergesagte sex odds.

3. Tschernobyl Fallout und das Geschlechtsverhältnis der Lebendgeburten – Trendanalyse der Daten einiger europäischer Länder (1982-1992)

Die von uns (Scherb & Voigt 2007) publizierte Analyse des Geburts-Geschlechtsverhältnisses in 8 europäischen Ländern (Tschechien, Dänemark, Finnland, Deutschland, Ungarn, Norwegen, Polen, Schweden) wurde hier um die drei Länder Lettland, Weißrußland und Russische Föderation erweitert. Abbildung 2 und Tabelle 1 enthalten die wesentlichen Informationen. Der Sprung in der

„sex odds“ ist nun – aufgrund der erweiterten Datenbasis – hochsignifikant: p-Wert weit unter 0.0001 (s. Tabelle 1). Tabelle 2 enthält die mutmaßlich verlorenen Kinder, unter verschiedenen notwendigen Annahmen über deren Geschlechtsverhältnis. Beträgt dieses z.B. 0.3, so sind nach der hier entwickelten Vorstellung ca. 80.000 Geburten beiderlei Geschlechts durch den Tschernobyl-Unfall unterdrückt worden. Zur genaueren Klärung dieser Zusammenhänge und Abschätzungen sind weitere Untersuchungen notwendig.

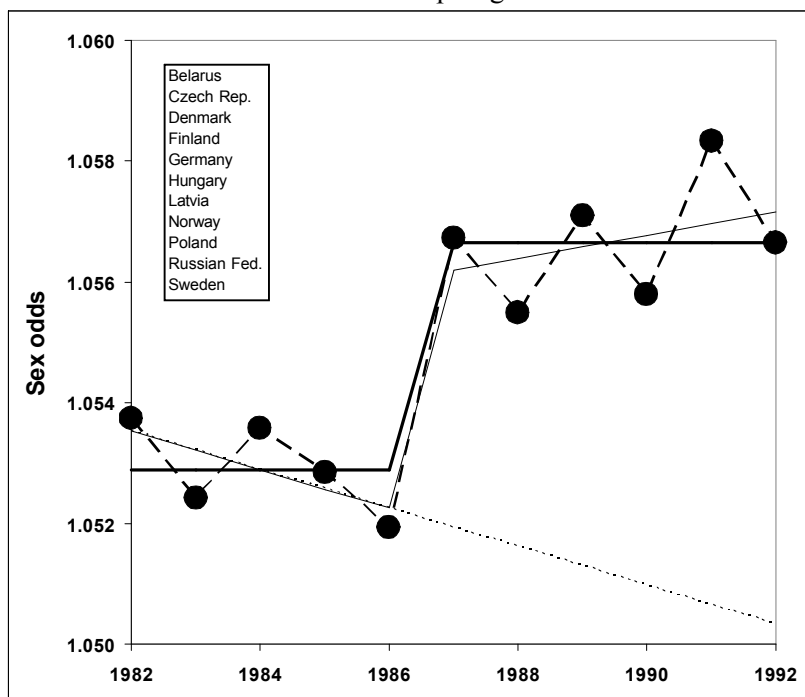


Abbildung 2. Trend des Geschlechtsverhältnisses der Lebendgeburten (männlich/weiblich) in einer Gruppe europäischer Länder mit zwei Modellvarianten: (1) mit konstantem Trend und Sprung (dicke Linie – sparsam und konservativ) sowie (2) mit fallendem bzw. steigendem Trend (vor 1986 bzw. nach 1986; dünne durchgezogene Linie – weniger sparsam und weniger konservativ).

Tabelle 1 Lebengeburt nach Geschlecht und Zeitperiode in der Ländergruppe: Tschechien, Dänemark, Finnland, Deutschland, Ungarn, Norwegen, Polen, Schweden Lettland, Weißrußland und Russische Föderation

geboren	männlich	weiblich	total
nach 1/1/1987	13040115	12341048	25381163
vor 1/1/1987	11989731	11387410	23377141
total	25029846	23728458	48758304
sex odds ratio	1.0036, 95%-KI=[1.0024, 1.0047]		
p-Wert	5.6E-10		

Tabelle 2 Mutmaßlich verlorene Kinder nach Geschlecht unter verschiedenen notwendigen Annahmen über deren Geschlechtsverhältnis

Geschlechtsverhältnis verlorener Geburten (m/w)	verlorene Neugeborene (LB)		total
	Jungen	Mädchen	
0.0	0	43980	43980
0.1	4859	48594	53453
0.3	18451	61502	79953
0.5	41875	83750	125625

4. Referenzen

- Dubrova YE, Grant G, Chumak AA, Stezhka VA, Karakasian AN (2002). Elevated minisatellite mutation rate in the post-chernobyl families from ukraine. *Am J Hum Genet.* 71(4): 801-809.
- Lazjuk G, Statow Y, Nikolaev D, Novikova I (1998). Genetic consequences of the Chernobyl Accident for Belarus Republic. *Gijutsu-to-Ningen* 283: 26-32. (Article in Japanese). Article in English available at: <http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/NSRG/reports/kr21/kr21pdf/Lazjuk.pdf> accessed November 13, 2007.
- Møller AP, Mousseau TA, de Lope F, Saino N (2007). Elevated frequency of abnormalities in barn swallows from Chernobyl. *Biol Lett* 3(4): 414-417.
- Muller HJ (1927). Artificial transmutation of the gene. *Science* 66: 84-87.
- Scherb H, Weigelt E, Bruske-Hohlfeld I (1999). European stillbirth proportions before and after the Chernobyl accident. *Int J Epidemiol.* 1999 Oct;28(5):932-40.
- Scherb H, Weigelt E, Bruske-Hohlfeld I (2000). Regression analysis of time trends in perinatal mortality in Germany 1980-1993. *Environ Health Perspect.* 2000 Feb;108(2):159-65.
- Scherb H, Weigelt E (2003). Congenital Malformation and Stillbirth in Germany and Europe Before and After the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident. *Environmental Science and Pollution Research, Special Issue 1*: 117-125.
- Scherb H, Weigelt E (2004). Cleft lip and cleft palate birth rate in Bavaria before and after the Chernobyl nuclear power plant accident. *Mund Kiefer Gesichtschir.* 8(2): 106-110.
- Scherb H, Voigt K (2007). Trends in the human sex odds at birth in Europe and the Chernobyl Nuclear Power Plant accident. *Reproductive Toxicology* 23(4): 593-599.
- Scherb H, Voigt K (2008). Analytical ecological epidemiology: exposure-response relations in spatially stratified time series. *Environmetrics*. Accepted 18 August 2008.
- Schull WJ, Neel JV (1958). Radiation and the sex ratio in man. *Science* 128: 343-348.
- Sperling K, Pelz J, Wegner R-D, Dörries A, Grütters A, Mikkelsen M (1994). A significant increase of trisomy 21 in Berlin nine month after the Chernobyl accident: temporal correlation or causal relation? *Br Med J* 309: 158-62.
- Sperling K, Neitzel H, Scherb H (2008). Low dose irradiation and nondisjunction: Lessons from Chernobyl, 19th Annual Meeting of the German Society of Human Genetics, April 8-10, 2008, Hanover, Germany, Abstractbook, p. 174-175.
- Vogel F, Motulsky AG (1986). *Human Genetics*. Springer: Berlin Heidelberg New York Tokyo.
- Weinberg HS, Korol AB, Kirzhner VM, Avivi A, Fahima T, Nevo E, Shapiro S, Rennert G, Piatak O, Stepanova EI, Skvarkaja E (2001). Very high mutation rate in offspring of Chernobyl accident liquidators. *Proc Biol Sci* 268(1471): 1001-1005.

Zatsepin I, Verger P, Robert-Gnansia E, Gagniere B, Khmel Z, Lazjuk G (2004). Cluster of Down's syndrome cases registered in January 1987 in the Republic of Belarus as a possible effect of the Chernobyl accident. *International Journal of Radiation Medicine* 6(1-4): 57-71.

Ziegowski V, Hemprich A (1999). Facial cleft birth rate in former East Germany before and after the reactor accident in Chernobyl. *Mund Kiefer Gesichtschir* 3(4): 195-199.

Siehe auch Materialien Seiten 197, 208, 215, 220, 229, 236.

There are times when ecological studies may be more appropriate than other designs; for example, when studying the impact of an exposure (or a prevention program) on a community level. Those who only preach the ecological bias do not fully understand the public health usefulness of this design. There are biases, for sure, but no more or less than other designs. Just be sure to make your inferences to the unit of analysis.

Pam R. Factor-Litvak

Abstract

If the spatial contamination after industrial accidents (Seveso, Chernobyl) is strong and variable enough and can be identified with sufficient precision at the level of regional units (e.g. districts), a spatial-temporal approach makes sense. This means that a global time trend model for the trait in question (morbidity, mortality, etc.) is adjusted for region-specific trend functions, allowing for local or global temporal jumps or broken sticks (change-points) at certain points in time. The local jump heights may be tested for associations with local exposure (dose-response relation), and all other characteristics in the data that vary with locality and in time are automatically accounted for, thus minimizing confounding. As examples, stillbirths, birth defects, and the human sex ratio at birth (i.e. genetic effects) in several European countries before and after the Chernobyl Nuclear Power

Plant accident were investigated. A long-term dose dependent detrimental impact of radioactive fallout after Chernobyl on those genetic public health indicators has been found.

Key words: Change-point analysis; birth defect; ecological study; exposure-response relation; radioactivity; reproductive effect; sex ratio at birth; spatial-temporal logistic regression; stillbirth.

1. Stillbirths in Bavaria 1981 – 1992 and Chernobyl fallout

Figure 1 and **Figure 2** present the time trends of annual stillbirth proportions for the ten least and ten most contaminated districts in Bavaria. In the ten districts with the lowest contamination (mean value 4.5 kBq/m² Cs-137) no significant change-point in the stillbirth proportion trend occurred in 1987 (**Figure 1**), whereas in the ten districts with the highest contamination (mean value 37.2 kBq/m² Cs-137) a significant upward shift of the trend line occurred from 1987 onward (**Figure 2**). The p-value for the null hypothesis of no change-point in 1987 is 0.0091; the odds ratio for the change-point is 1.58, 95%-CL=[1.20, 2.22]. We emphasize that the stillbirth excess after 1987 in the two most contaminated districts of Bavaria was nearly 200%. These observations are highly indicative of a distinct long-term ecological-exposure-response relation between stillbirths and Cs-137 fallout in Bavaria at the level of districts.

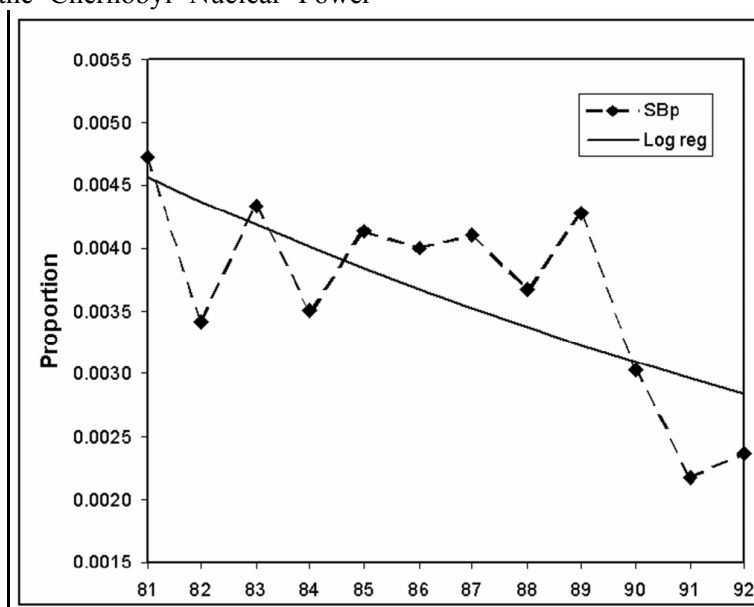


Figure 1. Stillbirth proportion (SBp) for the ten combined, least contaminated districts in Bavaria, including the logistic regression line.

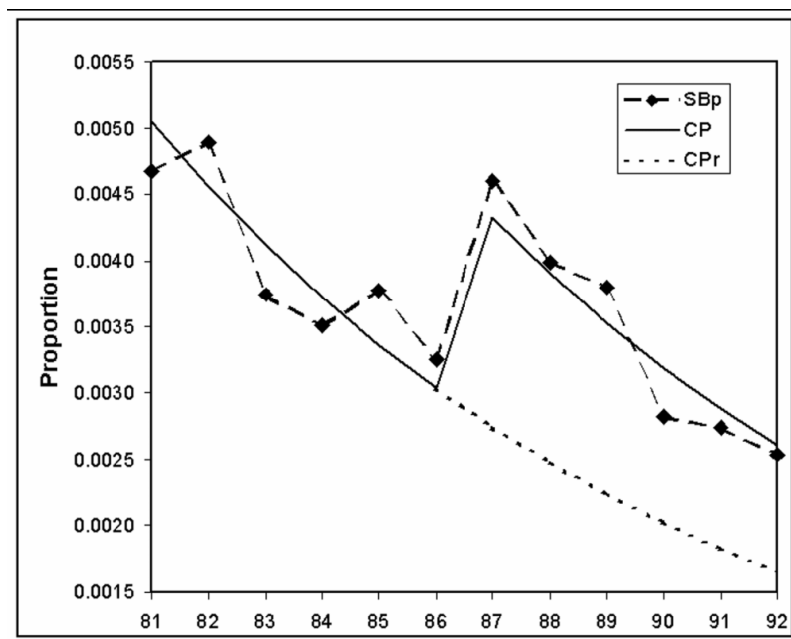


Figure 2. Stillbirth proportion (SBp) for the ten combined, most contaminated districts in Bavaria, including change-point (CP) and reduced change-point (CPr) models based on logistic regression.

2. Stillbirths in Finland 1977 – 1992 and Chernobyl fallout

We performed a synoptic analysis of stillbirth proportion trends in the Finnish exposure quintiles Q1 to Q5 [1]. The result is shown in **Figure 3**. We find insignificantly increased relative risks in the three lower quintiles and significantly elevated relative risks in the upper two quintiles, with a maximum relative risk of 1.364, 95%-CL=[1.068, 1.742], $p=0.0128$ in Q5. The situation in Q5 after 1986 is thus strikingly similar to the excess stillbirth proportions in the ten most contaminated districts (upper decile) of Bavaria (**Figure 2**).

To derive an ecological relative risk coefficient per mSv/a for stillbirth in Finland after Chernobyl, we performed a logistic regression of stillbirth proportions over time and the mean dose equivalent in May 1986 [1], adjusted for quintile-specific trend functions. The relative risk of stillbirth from 1987 to 1994 per 10 μ Sv mean dose equivalent in May 1986 is 1.027, 95%-CL=[1.012, 1.043], $p=0.0006$. Assuming simple linear relationships, this is equivalent to a relative risk per mSv/a of 1.25, 95%-CL=[1.10, 1.42], $p=0.0006$. This finding agrees fairly well with the results gained from Bavarian district-by-district data (see Table 1 below and [2]).

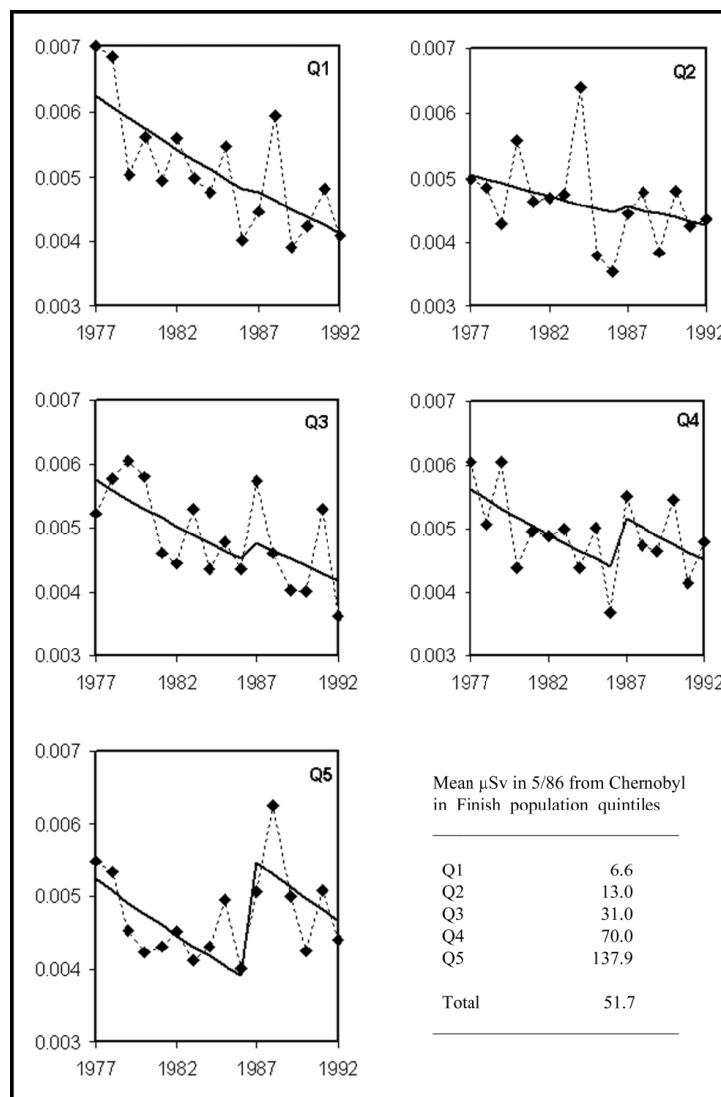


Figure 3. Stillbirth proportion for Finnish exposure quintiles; jump heights in 1987 proportional to the mean dose within the population quintiles [1, 2].

3. Preliminary ecological risks per unit of fallout (kBq/m^2 Cs-137) or collective dose (mSv/a) for selected detrimental reproductive outcomes on the district level in Bavaria

We employed the derived spatial-temporal methodology to analyze the Bavarian Congenital Malformation Data Set. General descriptions and analyses of these birth defects data have been published previously, but with practically no emphasis on the Chernobyl accident [3, 4]. As an example, **Figure 4** shows the annual prevalence at birth of two combined congenital malformations of the heart (ICD7454 and ICD7455, $n=2,797$) in the ten least and ten most contaminated districts. For further illustration, the ten most contaminated districts have been split into the five uppermost contaminated districts and the five remaining districts. There is a clear increase in the prevalence of these heart malformations with

increasing Chernobyl fallout. A full spatial-temporal analysis, analogous to the spatial-temporal stillbirth analysis for Finland above, yields the following relative risk estimates for the two combined heart defects:

RR=1.013, 95%-CL=[1.005, 1.021], $p=0.0020$, per kBq/m^2 Cs-137

RR=1.830, 95%-CL=[1.250, 2.670], $p=0.0020$, per mSv/a .

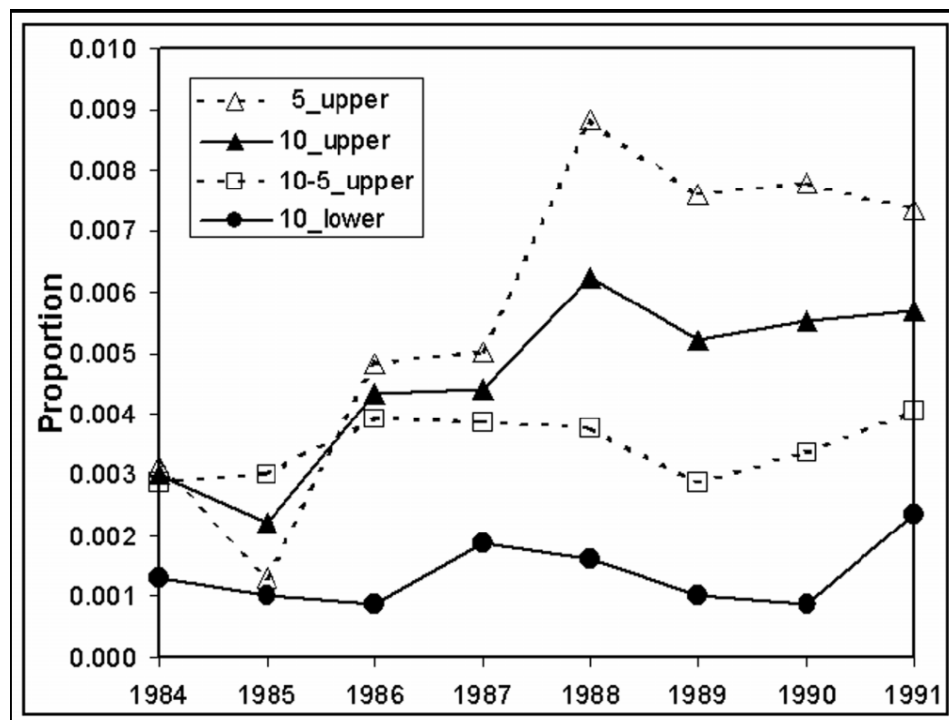


Figure 4. Birth prevalences (proportions) of two congenital heart malformations (ASD+VSD, ICD7454+ICD7455, n=2797) in Bavaria; stratification according to contamination of districts.

Preliminary relative risk coefficients for some further unfavorable reproductive outcomes are summarized in **Table 1**. Similar changes have also been documented for Down's Syndrome in Bavaria [5], and in other European regions as well [6].

Tab.1 Preliminary relative risks (RR) for reproductive failure per mSv/a based on the annual stillbirths and live births in Bavaria (1980-1993), the Bavaria Congenital Malformation data set (1984-1991), the background radiation ($\mu\text{R/h}$; 1981), and the ground deposition of Cs-137 and Cs-134 after the Chernobyl accident (kBq/m^2 ; 1986); empirical conversion factors: $1 \text{ kBq/m}^2 \text{ Cs-137} = 0.0143 \text{ mSv/a}$ and $1 \mu\text{R/h} = 0.0770 \text{ mSv/a}$ (variables: mSv81, mSv86, mSv=mSv81+mSv86, respectively, Exposure period: RR, 95%KI).

Failure	before Chernobyl	before and after Chernobyl	Chernobyl effect only*
n_{total}			
$n_{\text{before Chernobyl-effect}}$			
Stillbirth	mSv81, 80-86: 1.27, [1.01, 1.60]	mSv81, 80-93: 1.28, [1.08, 1.52] mSv86, 87-88: 1.31, [1.10, 1.57] mSv, 80-93: 1.29, [1.14, 1.47]	mSv86, 1987-88: 1.33, [1.11, 1.60]
6261			
3406			
Deformities	mSv81, 84-9/86: 1.54, [0.79, 3.01]	mSv81, 84-89: 2.14, [1.33, 3.45] mSv86, 10/86-89: 1.48, [1.15, 1.50] mSv, 84-89: 1.57, [1.24, 1.98]	mSv86, 10/86-89: 2.29, [1.55, 3.41]
3686			
1484			
Malformation of the heart	mSv81, 84-9/86: 0.27, [0.11, 0.66]	mSv81, 84-91: 0.74, [0.45, 1.21] mSv86, 10/86-91: 2.97, [2.38, 3.71] mSv, 84-91: 2.58, [2.05, 3.26]	mSv86, 10/86-91: 1.83, [1.25, 2.67]
ASD+VSD			
2797			
653			
Non identifiable malformations	mSv81, 84-9/86: 1.76, [1.04, 2.98]	mSv81, 84-91: 1.59, [1.15, 2.22] mSv86, 10/86-91: 1.57, [1.28, 1.92] mSv, 84-91: 1.57, [1.30, 1.90]	mSv86, 10/86-91: 1.40, [1.08, 1.82]
1816			
552			

* spatial-temporal model adjusted for stillbirth time trends of districts and, thus, automatically adjusted for background radiation.

4. Low-level ionizing radiation and the human sex ratio at birth

It is interesting to display the raw male proportions for the combined years 1986 and 1987 for all 294 districts of Bavaria, the former GDR, and West Berlin (BGW), and to test a possible association of the sex ratio at birth with dose [7, 8]. In BGW, the overall mean dose due to external radiation by Chernobyl fallout (Cs-137 and Cs-134) from 1986 on was 0.286 mSv/a (S.D.=0.200, min=0.049, max=1.306). **Figure 5** contains the binomially weighted scatter diagram together with the corresponding regression line and the 95%-CIs for the predicted proportions. In

Figure 5, the bubble area indicates the population size of the corresponding districts with larger bubbles representing correspondingly larger districts or cities, and vice versa. This non-adjusted, purely spatial analysis yields a relatively strong association of male proportions with fallout. In this simple logistic regression (intercept + slope) of male proportions on dose, the sex odds ratio per mSv/a is 1.0380 (1.0126–1.0640, $p=0.0031$). This result is not driven by the five districts with doses above 1 mSv/a. Restricting regression to doses below 1 mSv/a yields practically the same though somewhat less precise result: odds ratio=1.0407 (1.0091–1.0732, $p=0.0112$).

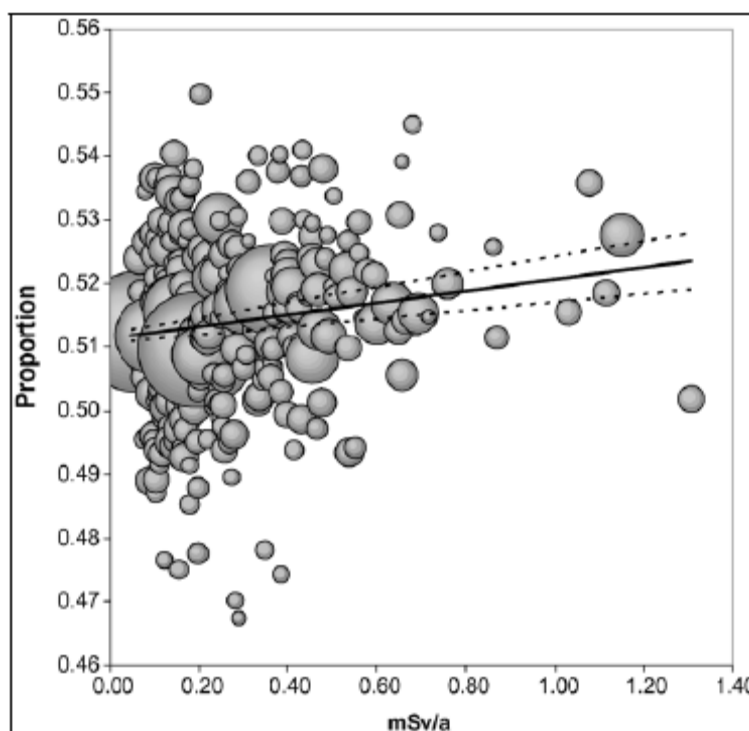


Figure 5. Scatter diagram of binomially weighted male birth proportions of BGW districts for the time period 1986–1987 against district-specific exposure in mSv/a including logistic regression line (solid line) and 95%-CIs for the predicted proportions (dotted lines).

Figure 6 presents the sex odds for the Russian Federation. Consistent with the view that Belarus was higher contaminated by Chernobyl fallout than the Russian Federation on average, there is a higher sex odds ratio in Belarus (1.012) compared to the Russian Federation (1.007). Both sex odds ratios are extremely significant. If only the female

gender were susceptible (see also [7, 8]), then 52,717 (95%-CI=[42,004, 63,444]) girls were lost in the Russian Federation from 1987 to 1995, relative to the period before Chernobyl from 1975 to 1986. Correspondingly, 6,840 girls were lost in Belarus, 95%-CI= [3,811, 9,886].

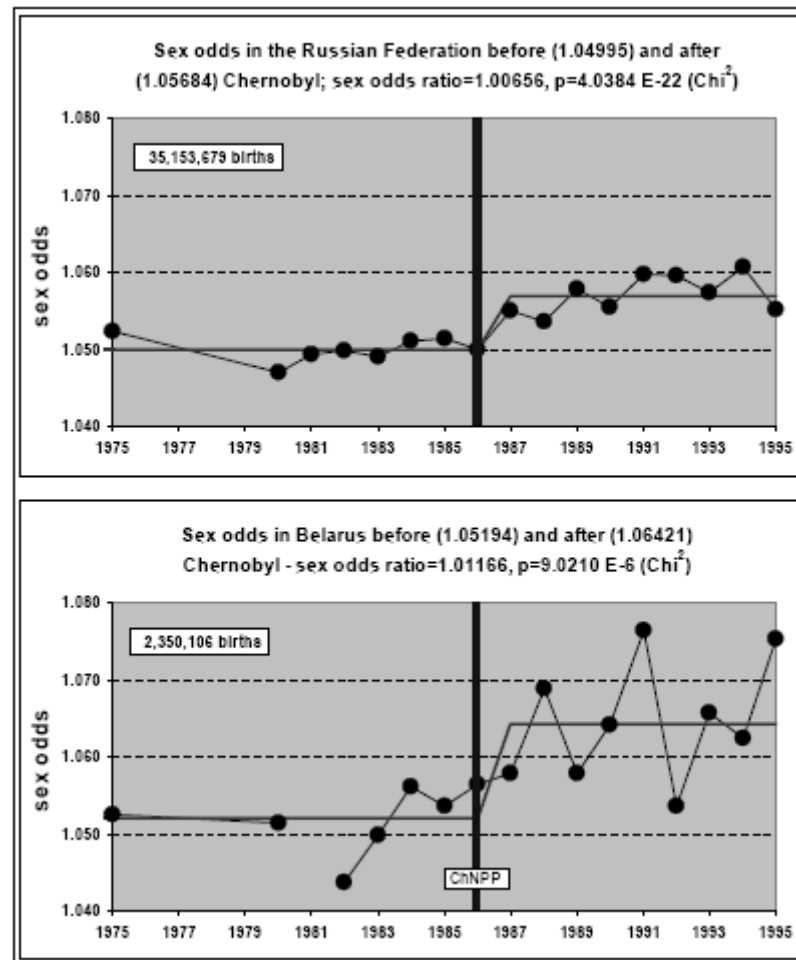


Figure 6. Human live birth sex odds of the Russian Federation and Belarus 1975 to 1995, including simple constant trend models with jump. ChNPP: Chernobyl Nuclear Power Plant accident, p-values according to the Chi^2 test for 2x2-tables (before/after vs. male/female) without correction for overdispersion for simplicity.

5. Conclusions

The ecological dose response associations we observed are in strong contradiction to 'well established' radiobiological theories. Our ecological risk coefficients for stillbirth, congenital malformations, and the human sex ratio at birth are much higher and more precisely estimated than those yet published. However, as Vogel [9] pointed out, the genetic risk estimates by BEIR and UNSCEAR, which are mainly based on parents exposed to atomic bombs or high background radiation, are 'extremely unreliable.' Our results, which are derived from large numbers of cases, indicate that Chernobyl fallout had a detrimental effect on reproductive health in Europe. Our results cast doubt on the official assessment of the so called 'low-level' ionizing radiation by pertinent national and international

institutions. The effects we observed are probably a consequence of less than 0.3 additional mSv/a per individual in the overall mean in Europe. The legal limiting value of 1 mSv/a holding for the general population in many countries may be put in perspective. Opponents of our methods and findings should bear in mind that the mere possibility of confounding is not a proof of confounding and, even more so, such possible confounding is not a proof of no-effect.

References

- [1] Auvinen A, Vahteristo M, Arvela H, Suomela M, Rahola T, Hakama M, Rytömaa T. (2001): Chernobyl fallout and Outcome of pregnancy in Finland. *Environmental Health Perspectives* 109 117–123
- [2] Scherb H, Weigelt E (2003): Congenital Malformation and Stillbirth in Germany and Europe

28. September 2008, 17.00 – 18.30 Uhr Sitzung 4 – Hagen Scherb

- Before and After the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident. *ESPR – Environ Sci & Pollut Res*, Special Issue 1, 117-125
- [3] Schoetza A, Irl C, van Santen F, Grosche B (1995): Angeborene Fehlbildungen in Bayern 1984-1991. Bericht im Rahmen des Strahlenbiologischen Umweltmonitorings in Bayern. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BStMLU). Druck: Bundesamt für Strahlenschutz(BfS), D-38201 Salzgitter
- [4] Schoetza A, van Santen F, Sauer U, Irl C (1997): Kardiovaskuläre Fehlbildungen in Bayern 1984-1991. *Zeitschrift für Kardiologie* 86 (7) 496–504
- [5] Scherb, H (2007): Epidemiologie von Fehlbildungen, Säuglingssterblichkeit und Schilddrüsenkrebs vor und nach der Tschernobyl-Katastrophe, 339-351. In: Lengfelder, Frenzel, Kundas (Editors): 20 Jahre Leben mit Tschernobyl – Erfahrungen und Lehren für die Zukunft, Verlag Otto Hug Strahleninstitut, München, ISBN 978-3929990-04-1
- [6] Sperling K, Neitzel H, Scherb H (2008): Low dose irradiation and nondisjunction: Lessons from Chernobyl, 19th Annual Meeting of the German Society of Human Genetics, April 8-10, 2008, Hanover, Germany, Abstract Book, p. 174-175.
- [7] Scherb H, Voigt K (2007): Trends in the human sex odds at birth in Europe and the Chernobyl Nuclear Power Plant accident. *Reproductive Toxicology*, 23(4), 593-599
- [8] Scherb H, Voigt K. (2008): Analytical ecological epidemiology: Exposure-response relations in spatially stratified time series. *Environmetrics*, (accepted for publication).
- [9] Vogel F (1992): Risk calculations for hereditary effects of ionizing radiation in humans. *Human Genetics* 89 127–147

Siehe auch Materialien Seiten 197, 208, 215, 220, 229, 236.

Fairlie, Ian, Dr., Consultant on Radiation in the Environment, London, UK, ianfairlie@gmail.com
28, Materialien 18

Schröder, Heike, Dipl.-Biol., Messstelle für Arbeits- und Umweltschutz e.V., Bremen, heisch@uni-bremen.de

80

Gee, David, European Environmental Agency, Copenhagen, DK

Materialien 40

Schumacher, Otfried, Physikerbüro Bremen, Landweg. 6, D-28203 Bremen

Materialien 252

Greiser, Eberhard, Prof. Dr.med., Epi.Consult GmbH und Institut für Public Health und Pflegeforschung Universität Bremen, Hackfeldstr. 21, D-28213 Bremen, eberhard.greiser@arcor.de
16, Materialien 121

Sperling, Karl, Prof. Dr., Institut für Humangenetik, Humboldt-Universität Berlin, Charité, Augustenburger Platz 1, D-13353 Berlin, karl.sperling@charite.de

81

Grosche, Bernd, Dr., Head Section Radiation Risk, Federal Office for Radiation Protection Germany, Bundesamt für Strahlenschutz, D-85762 Oberschleißheim, bgrosche@bfs.de

5

Wing, Steve, Prof., Ph.D., Department of Epidemiology, School of Public Health, University of North Carolina at Chapel Hill, USA, steve_wing@unc.edu

26, Materialien 332

Hinrichsen, Karsten, Dr., Dorfstr. 15, D-25576 Brokdorf

Materialien 77

Hoffmann, Wolfgang, Prof. Dr.med., MPH, Inst. f. Community Medicine, E.-M.-Arndt-Universität Greifswald, Ellernholzstr. 1/2, D-17487 Greifswald, wolfgang.hoffmann@uni-greifswald.de
13, Materialien 121

Körblein, Alfred, Dr., Umweltinstitut München, i.R., Untere Söldnersgasse 8, D-90403 Nürnberg, alfred.koerblein@gmx.de

84

Pflugbeil, Sebastian, Dr., Gesellschaft für Strahlenschutz e.V., Gormannstraße 17, D-10119 Berlin, pflugbeil.kvt@t-online.de

50

Scherb, Hagen, Dr., Institut für Biomathematik und Biometrie, Helmholtz-Zentrum München, Ingolstädter Landstr. 1, D-85764 Neuherberg/München, scherb@helmholtz-muenchen.de
95, Materialien 197, 208, 215, 220, 229, 236

Schmitz-Feuerhake, Inge, Prof. Dr., Gesellschaft für Strahlenschutz e.V., Peter-Michels-Str. 54, D-50827 Köln, ingesf@uni-bremen.de
34, Materialien 245

Die Teilnahme an der Veranstaltung ist kostenlos möglich. Tagungsunterlagen sowie Speisen und Getränke gegen Kostenbeteiligung.

Um Spenden (gegen Spendenbescheinigung) zur Deckung der Veranstaltungskosten wird gebeten.

Überweisungen bitte auf das GSS-Kongresskonto bei der Berliner Volksbank eG

Nr. 527 236 2019, BLZ 100 900 00

BIC: BEVODEBB

IBAN: DE31 1009 0000 5272 3620 19

Bitte Absender auf der Überweisung nicht vergessen.

Tagungsunterlagen, Speisen und Getränke gegen Selbstkosten.

Impressum:

© Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

Geschäftsstelle, I. Schmitz-Feuerhake,

Peter-Michels-Str. 54, D-50827 Köln

<http://www.gfstrahlenschutz.de>

Redaktion: Sebastian Pflugbeil, Inge Schmitz-Feuerhake, Thomas Dersee

Herstellung: Thomas Dersee, Strahlentelex, Waldstr. 49, D-15566 Schöneiche b. Berlin

<http://www.strahlentelex.de>

Materialiensammlung

Auf der beiliegenden CD

Nur für den persönlichen Gebrauch – Only for personal use

Baker, P.J., Hoel, D.G.: Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities	3
Bradford Hill, Austin: The Environment and Disease: Association or Causation?	12
Fairlie, Ian: New evidence of childhood leukaemias near nuclear power stations	18
Gardner, Martin J., Michael P. Snee, Andrew J. Hall, et al.: Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria	28
Gee, David: Late Lessons From Early Warnings: Towards realism and precaution with EMF?	40
Gilman, E.A., G.W. Kneale, E.G. Knox, A.M. Stewart: Pregnancy x-rays and childhood cancers: effects of exposure age and radiation dose	71
Hinrichsen, Karsten: Kritische Würdigung der meteorologischen Basis im Zusammenhang mit den AVV; in Abraham F. G. Stevenson: Strahlenbiologisches Gutachten, Kiel 2001	77
Jöckel, Karl-Heinz, Eberhard Greiser, Wolfgang Hoffmann: Epidemiologische Qualitätsprüfung der KiKK- Studien im Auftrag des Bundesamts für Strahlenschutz (BfS)	121
Kaatsch, Peter, Claudia Spix, Renate Schulze-Rath, Sven Schmiedel, Maria Blettner: Leukaemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants	153
Knox, E.G., A.M. Stewart, G.W. Kneale, E.A. Gilman: Prenatal Irradiation and Childhood Cancer	159
Knox, E.G., A.M. Stewart, E.A. Gilman, G.W. Kneale: Background radiation and childhood cancers	172
Pobel, Dominique, Jean-Francois Viel: Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited	182
Scherb, Hagen, K. Voigt: Analytical ecological epidemiology: exposure-response relations in spatially stratified time series	197
Scherb, Hagen, K. Voigt: Trends in the human sex odds at birth in Europe and the Chernobyl Nuclear Power Plant accident	208
Scherb, Hagen, E. Weigelt: Spaltgeburtenrate in Bayern vor und nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl	215
Scherb, Hagen, E. Weigelt: Congenital Malformation and Stillbirth in Germany and Europe Before and After the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident	220
Scherb, Hagen, E. Weigelt, I. Brüske-Hohlfeld: Regression Analysis of Time Trends in Perinatal Mortality in Germany, 1980-1993	229
Scherb, Hagen, E. Weigelt, I. Brüske-Hohlfeld: European stillbirth proportions before and after the Chernobyl accident	236
Schmitz-Feuerhake, Inge: Wenn nicht Strahlung – was dann?	245

Materialiensammlung

Schumacher, Otfried: Zuverlässigkeit der AVV hinsichtlich der Emissionsausbreitungs-Berechnungen und Dosisermittlung; in Abraham F. G. Stevenson: Strahlenbiologisches Gutachten, Kiel 2001	252
Spix, Claudia, Sven Schmiedel, Peter Kaatsch, Renate Schulze-Rath, Maria Blettner: Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980-2003	319
Stewart, Alice M.: Fetal Irradiation and Childhood Cancers	329
Wing, Steve: Objectivity and Ethics in Environmental Health Science	332

Weitere Dokumente, Berichte und Kommentare siehe unter
www.strahlentelex.de/kinderkrebs_bei_atomkraftwerken.htm

Die beiliegende CD enthält außerdem in einer Material B-Liste folgende Dateien:

KiKK-Studie Zusammenfassung

KiKK-Studie Teil 1

KiKK-Studie Teil 2

Stellungnahme des **Deutschen Kinderkrebsregisters / IMBEI** zu dem von drei Mitgliedern des BfS-Expertengremiums im Auftrag des BfS erstellten Bericht: „Epidemiologische Qualitätsprüfung der KiKK-Studien“

E Cardis et al.: Risk of cancer after low doses of ionising radiation—retrospective cohort study in 15 countries; BMJ 2005

I. Schmitz-Feuerhake, H. Dieckmann, W. Hoffmann, E. Lengfelder, S. Pflugbeil, A. F. Stevenson: The Elbmarsch Leukemia Cluster: Are There Conceptual Limitations in Controlling Immission from Nuclear Establishments in Germany? Arch. Environ. Contam. Toxicol 2005

Per Hall, H-O Adami, D Trichopoulos, NL Pedersen, P Lagiou, A Ekbom, M Ingvar, M Lundell, F Granath: Effect of low doses of ionising radiation in infancy on cognitive function in adulthood: Swedish population based cohort study; BMJ 2004

Henry Völzke, A Werner, H Wallaschofski, N Friedrich, DM Robinson, S Kindler, M Kraft, U John, and W Hoffmann: Occupational Exposure to Ionizing Radiation Is Associated with Autoimmune Thyroid Disease; The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism, 2005

E. Greiser: Epidemiologische Bewertung der Ergebnisse der KiKK-Studien des deutschen Kinderkrebsregisters; Ppt, 2008

Stellungnahme des **BfS:** Epidemiologische Qualitätsprüfung für die Abschlussphase der KiKK-Studie, 21.04.2008

Die Mitglieder des **Expertengremiums** zur KiKK-Studie

A. F. G. Stevenson et al.: Strahlenbiologisches Gutachten unter
www.strahlentelex.de/kinderkrebs_bei_atomkraftwerken.htm#strahlenbiologie

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

Wir laden Sie ein.

Seit vielen Jahren mehren sich in der wissenschaftlichen Forschung die Erkenntnisse, daß ionisierende Strahlung mit einem wesentlich höheren biologischen, also für den Menschen mit einem wesentlich höheren gesundheitlichen Risiko verbunden ist als das bisher angenommen wurde. In den vergangenen hundert Jahren seit Entdeckung der Röntgenstrahlen mußte der Dosiswert, der zunächst als unbedenklich, später dann als unter gesundheitlichen Gesichtspunkten vertretbar angesehen wurde, drastisch herabgesetzt werden. Die Sorglosigkeit und Unkenntnis im Umgang mit ionisierender Strahlung, die weit verbreitete Ignoranz wissenschaftlicher Erkenntnisse hält an. Oft fallen Aspekte des Gesundheitsschutzes wirtschaftlichen Interessen zum Opfer.

Die Gesellschaft für Strahlenschutz wurde 1990 gegründet, weil in den schon länger bestehenden Fachgesellschaften und Verbänden nach Überzeugung der Gründungsmitglieder die heute vorhandenen Erkenntnisse zum Strahlenrisiko und zum Strahlenschutz nicht ausreichend berücksichtigt und umgesetzt werden. Die Gesellschaft für Strahlenschutz ist eine internationale Fachgesellschaft, die satzungsgemäß den Zweck verfolgt, „... den bestmöglichen Schutz des Menschen und der Umwelt vor den schädlichen Wirkungen ionisierender und nicht ionisierender Strahlung zu erreichen. Dazu muß der Umgang mit ionisierender und nichtionisierender Strahlung auf der Grundlage biologischer und medizinischer Erkenntnisse vertretbar sein.“

Mit dem Fachjournal Berichte des Otto Hug Strahleninstituts, dem offiziellen Organ der Gesellschaft für Strahlenschutz, werden die Mitglieder mit wissenschaftlichen Arbeiten über aktuelle Ergebnisse und Themen der Strahlenforschung und des Strahlenrisikos in den Bereichen Medizin, berufliche Exposition, zivilisatorische Belastung, kerntechnische Unfälle, Epidemiologie u.v.a. unterrichtet. Die praktische Nutzbarkeit der Erkenntnisse ist für viele wichtiger als theoretisierende wissenschaftliche Ableitungen.

Wir laden Sie ein, werden Sie Mitglied! Arbeiten und helfen Sie mit, Erkenntnisse zu Strahlenrisiken und zum Strahlenschutz zu gewinnen und zu verbreiten!

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

Dr. Sebastian Pflugbeil, Präsident
Gormannstr. 17, D-10119 Berlin

- Geschäftsstelle -

Peter-Michels-Str. 54, D-50827 Köln

<http://www.gfstrahlenschutz.de>

An die Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

z. Hd. Dr. Sebastian Pflugbeil, Präsident

Gormannstraße 17

D-10119 Berlin

☎ +49 (30) 44 93 736, Fax +49 (30) 44 34 28 34

Antrag auf Mitgliedschaft in der

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

Bitte gut lesbar in Druckschrift oder mit Schreibmaschine ausfüllen. Vielen Dank.

Nachname: _____ Vorname: _____

Straße, Hausnummer: _____ PLZ, Ort: _____

Land: _____ Geburtsdatum: _____

Telefon: _____ Fax: _____ Email: _____

Anschrift der Dienststelle oder Praxis (falls getrennt von der Privatanschrift):

Institut, Klinik, Firma: _____

Dienststellung/Tätigkeit: _____

Straße, Hausnummer: _____ PLZ, Ort: _____

Telefon: _____ Fax: _____ Email: _____

Akademischer Grad, Titel, Berufsbezeichnung: _____

Beruflicher Werdegang: _____

Arzt/Ärztin: **ja / nein** Fachgebiet: _____

Meine Interessenschwerpunkte liegen bei:

Ort, Datum: _____ Unterschrift: _____



Bisher sind erschienen:

Bericht Nr.1 1989, 45 Seiten, EURO 5,-
Das Otto Hug Strahleninstitut stellt sich vor. Strahlenschutz in der Bundesrepublik Deutschland: Das 30-Millirem-Konzept.
Roland Scholz und Edmund Lengfelder
Satzung des Otto Hug Strahleninstitutes

Bericht Nr.2 1990, 43 Seiten, EURO 5,-
Strahlenschutz in der Röntgendiagnostik; die neue Röntgenverordnung.

Heiner von Boetticher

Die neuen Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission - Rückschritt im Strahlen- und Arbeitsschutz.
Mario Schmidt

Erklärung der BUND-Strahlenkommission zur Stellungnahme des Ausschusses für Strahlenschutz der Deutschen Röntgen-gesellschaft. Wolfgang Köhnlein, Horst Kuni und Inge Schmitz-Feuerhake

Bericht Nr.3 1990, 43 Seiten, EURO 5,-
Medizinische Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland - Möglichkeiten der Dosisreduktion. Karl-Heinrich Adzersen

Bericht Nr.4 1991, 53 Seiten, EURO 5,-
Maßnahmen zur Eindämmung des Treib-hauseffekts. - Empfehlungen der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages.
Wilfrid Bach

Warum die Atomenergie das Klimaproblem nicht lösen kann: Die Energiewirtschaft der Zukunft muß risikoarm und effizient sein.

Stephan Kohler

Die Neueste Krebsstatistik der Hiroshima-Nagasaki-Überlebenden: Erhöhtes Strahlenrisiko bei Dosen unterhalb 50 cGy(rad). Konsequenzen für den Strahlenschutz.

Wolfgang Köhnlein

Bericht Nr.5 1992, 42 Seiten, EURO 5,-

Die Bedeutung modifizierender Faktoren für die Erhebung, Bewertung und Verbreitung von Untersuchungsergebnissen über die Folgen der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl.

Edmund Lengfelder

6 Jahre nach der Reaktorkatstrophe in Tschernobyl - Zur aktuellen Situation der gesundheitlichen und sozialen Folgen in

der GUS: Ganzkörpermessungen. Edmund Lengfelder, Christine Frenzel, Dieter Forst

Bericht Nr.6 1993, 45 Seiten, EURO 5,-
Veränderungen wünschenswert - Über die Art und Weise, wie Internationale Strahlenschutzempfehlungen verfaßt werden.

Karl Z. Morgan

Biologische Wirkungen elektromagnetischer niederfrequenter Strahlung

Ute Boikat

Strahleninduzierbare Chromosomenschäden: Einige neuere Hinweise auf schwerwiegende gesundheitliche Konsequenzen.

John W. Gofman

Bericht Nr.7 1993, 42 Seiten, EURO 5,-
Zur Strahlenspezifität der angewandten Biologischen Dosimetrie. Wolfgang Hoffmann, Inge Schmitz-Feuerhake

Bericht Nr.8-11 1994, 168 Seiten, EURO 32,-
Niedrige Strahldosen und Gesundheit der Arbeitnehmer - Expertise - mit besonderer Berücksichtigung der Arbeitsbedingungen in der Anlage Schacht Konrad.
Horst Kuni

Bericht Nr.12-14 1996, 112 Seiten, EUR 24,-
Das Äquivalenzdosisprinzip und die Gleichberechtigung der Frau. Zum 60. Geburtstag von Frau Prof. Dr. Inge Schmitz-Feuerhake.

Horst Kuni

Möglichkeiten und Grenzen epidemiologischer Studien zur Malignomhäufigkeit im Nahbereich kerntechnischer Anlagen unter besonderer Berücksichtigung der Leukämiehäufung in der niedersächsischen Elbmarsch.

Helga Dieckmann

Bericht Nr. 15-18 1997, 368 Seiten, EUR 49,-
Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

2. Internationale Konferenz, Berlin 1995

100 Jahre Röntgen: Medizinische Strahlenbelastung - Bewertung des Risikos, Proceedings. Inge Schmitz-Feuerhake, Edmund Lengfelder (Hrsg.)

40 Beiträge, Dt./Engl., ISBN 3-9805260-0-3

Bericht Nr. 19-20 1998, 88 Seiten, EUR 16,-
CASTOR gefährdet Gesundheit. Horst Kuni
Gesundheitsgefahren durch radioaktiv kontaminierte Oberflächen von Brennelementtransportbehältern. Wolfgang Köhnlein, Wolfgang Neumann, Inge Schmitz-Feuerhake, Heiko Ziggel

Bericht Nr. 21-22 2000, 120 Seiten, EUR 16,-
Strahlengefahr für Mensch und Umwelt - Bewertungen der Anpassung der deutschen Strahlenschutzverordnung an die Forderungen der EU-Richtlinie 96/29/Euratom.

Bettina Dannheim, Wolfgang Baumann, Bernd Franke, Helmut Hirsch, Wolfgang Hoffmann, Wolfgang Köhnlein, Horst Kuni, Wolfgang Neumann, Inge Schmitz-Feuerhake, Angelika Zahrt

Bericht Nr. 23 2002, 40 Seiten, EURO 5,-
Brustkrebsfrüherkennung Ja, Reihenuntersuchung mit Mammographie Nein! Abschied vom Wunschdenken, Nachdenken über neue Strategien.

Thomas Dersee, Helga Dieckmann, Wolfgang Köhnlein, Horst Kuni, Edmund Lengfelder, Sebastian Pflugbeil, Inge Schmitz-Feuerhake

Bericht Nr. 24 2003, 80 Seiten, EURO 10,-
Säuglingssterblichkeit nach Tschernobyl. Alfred Körblein
Zunahme der Perinatalsterblichkeit, Totgeburten und Fehlbildungen in Deutschland, Europa und in hochbelasteten deutschen und europäischen Regionen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Hagen Scherb, Eveline Weigelt

Weitere Veröffentlichungen:

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

1. Internationale Konferenz, Kiel 1992

Neue Bewertung des Strahlenrisikos Niedrigdosisstrahlung und Gesundheit. Proceedings

Edmund Lengfelder,

Henning Wendhausen (Hrsg.)

29 Beiträge, 266 Seiten, EURO 34,-

ISBN 3-8208-1224-5

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

2. Jahrestagung, Dresden 1993

Gesundheitliche Risiken und Folgen des Uranbergbaues in Thüringen und Sachsen

Proceedings

Edmund Lengfelder, Sebastian Pflugbeil, Wolfgang Köhnlein (Hrsg.)

18 Beiträge, 183 Seiten, 2 Karten, EUR 34,-
ISBN 3-8208-1259-8

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

2. Internationale Konferenz, Berlin 1995

100 Jahre Röntgen:

Medizinische Strahlenbelastung –

Bewertung des Risikos. Proceedings

Inge Schmitz-Feuerhake,

Edmund Lengfelder (Hrsg.)

40 Beiträge, 368 Seiten, Dt./Engl., EUR 49,-

ISBN 3-9805260-0-3

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

International Workshop, Portsmouth 1996

Radiation Exposures by Nuclear Facilities - Evidence of the Impact on Health.

Proceedings

Inge Schmitz-Feuerhake,

Michael Schmidt (eds.)

48 Beiträge, 400 Seiten, Engl., EURO 49,-

ISBN 3-9805260-1-1

Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

Internationaler Kongress, Münster 1998

Die Wirkung niedriger Strahlendosen - im Kindes- und Jugendalter, in der Medizin, Umwelt und Technik, am Arbeitsplatz.

Proceedings

Wolfgang Köhnlein, Rudi H. Nussbaum

(Hrsg.)

44 Beiträge, 448 Seiten, Dt./Engl., EUR 49,-

ISBN 3-9805260-2-X

Bezug:

Der Bezug der Otto Hug Berichte ist für die Mitglieder der Gesellschaft für Strahlenschutz e.V. im Mitgliedsbeitrag von derzeit EURO 96,- pro Jahr inbegriffen.

Bestellungen und Beitrittswünsche bitte an die Gesellschaft für Strahlenschutz e.V.

- Geschäftsstelle -

Peter-Michels-Str. 54, D-50827 Köln

<http://www.gfstrahlenschutz.de>