

KfK 3704
März 1984

Kerntechnik und Waldschäden

L. A. König, R.-D. Penzhorn, H. Schüttelkopf
Hauptabteilung Sicherheit
Institut für Radiochemie

Kernforschungszentrum Karlsruhe



KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE
Hauptabteilung Sicherheit
Institut für Radiochemie

KfK 3704

Kerntechnik und Waldschäden

L.A. König, R.-D. Penzhorn, H. Schüttelkopf

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Zusammenfassung

In den vergangenen Monaten wurden durch die Medien Vermutungen verbreitet, die Emissionen radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre und Waldschäden in Zusammenhang bringen. Ursachen der Schäden seien angeblich sowohl die direkte Strahlenbelastung vor allem durch Tritium als auch die Erzeugung von Ozon und Stickoxiden durch strahlenchemische Reaktionen der abgeleiteten radioaktiven Stoffe.

Dosisexposition von Bäumen in mGy/a:

Natürliche Dosisexposition	ca. 1
Dosisexposition durch Tritium	
- Kernwaffenexperimente	0,0002
- Leichtwasserreaktoren	0,0002
- 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage	0,017
Tödliche Dosisexposition für 50 % der Bäume	4 600 - 77 400 mGy/a

Strahlenchemische Produktion von NO₂ und O₃ in der Umwelt in t/a:

Globale Produktion durch	NO ₂	O ₃
- Natürliches Rn-222	3 500	5 800
- Siedewasserreaktor	0,058	0,096
- Druckwasserreaktor	0,11	0,18
- 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage	270	440

Produktion von Stickoxiden in der Bundesrepublik Deutschland 1978 in t/a:

- Fossile Kraftwerke/Fernheizwerke	940 000
- Industrie	580 000
- Haushalte/Kleinverbraucher	140 000
- Verkehr	1 340 000

In der Umgebung von der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe aufgebaute
NO₂- und O₃-Konzentrationen in µg/m³:

	NO ₂	O ₃
Durch Kr-85-Emissionen	5,6 · 10 ⁻⁷	9,3 · 10 ⁻⁷
Natürliche Konzentrationen	10 - 20	21 - 5 400

Es besteht daher nicht der geringste Anlaß zu der Vermutung, daß die radioaktiven Emissionen aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre in irgendeinem Zusammenhang mit der Schädigung der Wälder stehen könnten.

Nuclear Technology and Forest Dieback

Abstract

In the past months media spread the speculation that radioactive releases from nuclear installations into the atmosphere are connected with the forest dieback. The damage is attributed to radiation exposure from tritium as well as O₃ and NO₂ produced radiochemically from the released radioactive material.

Dose exposure of trees in mGy/y:

Natural dose exposure	ca. 1
Dose exposure by tritium	
- Nuclear weapons tests	0.0002
- Light water reactors	0.0002
- 350 t reprocessing plant	0.017
Lethal dose exposure for 50 % of the trees	4,600 - 77,400

Production of NO₂ and O₃ in the environment by radiation chemistry in t/y:

Global production by	NO ₂	O ₃
- Natural Rn-222	3,500	5,800
- Boiling water reactor	0.058	0.096
- Pressure water reactor	0.11	0.18
- 350 t reprocessing plant	270	440

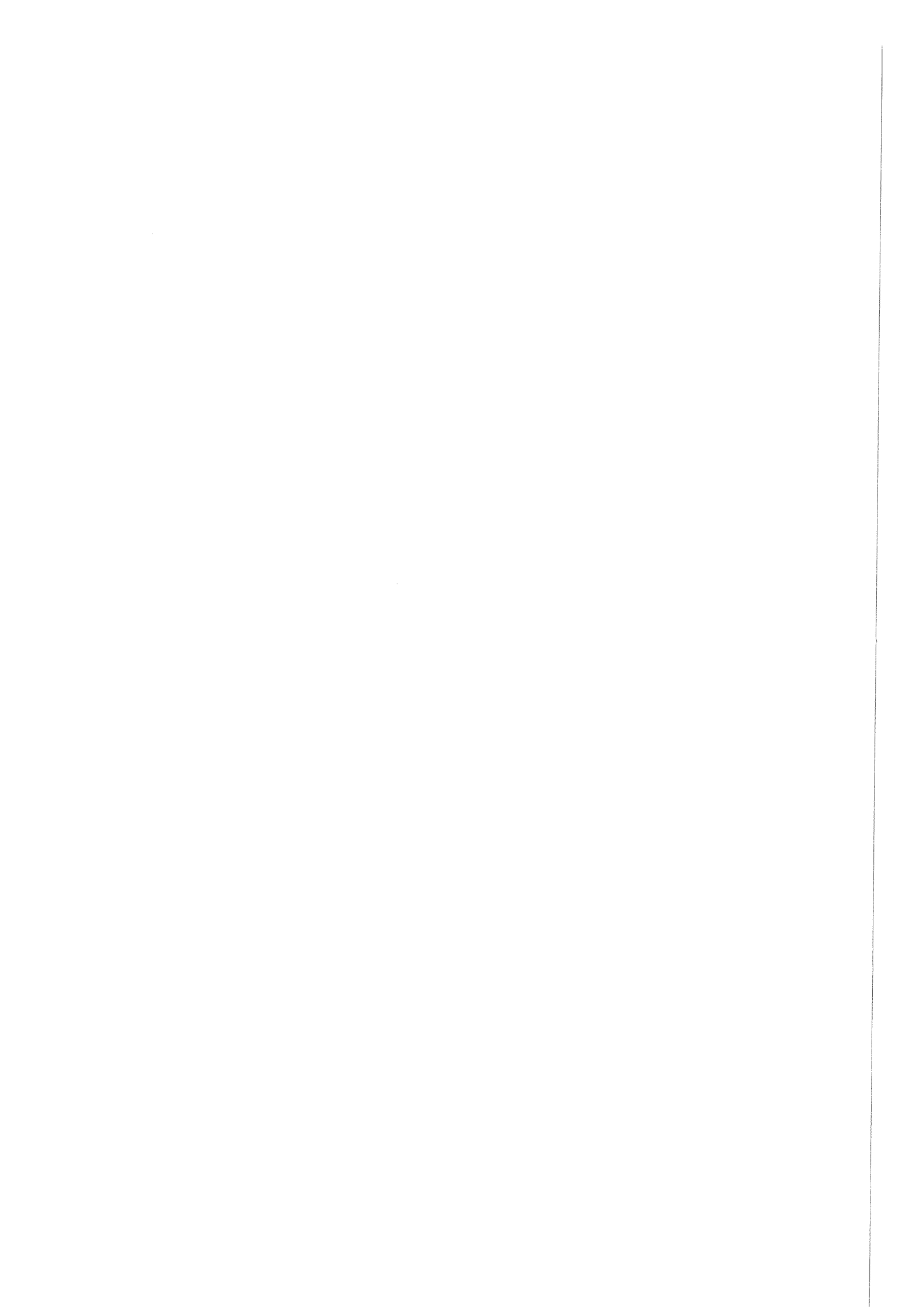
Production of NO_x in the Federal Republic of Germany 1978 in t/y:

- Fossil power and district heating plants	940,000
- Industry	580,000
- Household/small consumers	140,000
- Traffic	1,340,000

The concentrations of NO₂ and O₃ built up in the environment of the Karlsruhe Nuclear Fuel Reprocessing Plant in µg/m³:

	NO ₂	O ₃
By Kr-85 releases	$5.6 \cdot 10^{-7}$	$9.3 \cdot 10^{-7}$
Natural concentrations	10 - 20	21 - 5,400

Therefore, there is no reason at all to suppose that radioactive releases from nuclear installations into the atmosphere are related to observed forest dieback.



Inhaltsverzeichnis

	<u>Seite</u>
1 Einleitung	1
2 Grundlagen	1
2.1 Emissionen radioaktiver Gase aus kerntechnischen Anlagen	1
2.2 Die Konzentrationen radioaktiver Gase in der Umgebungsluft	3
2.3 Relevante photochemische Reaktionen in der Atmosphäre	5
2.4 Strahlenchemische Grundbegriffe	7
2.5 Strahlenchemische Reaktionen in der Atmosphäre	8
3 Die Strahlenexposition von Pflanzen	11
3.1 Die kosmische Strahlung	12
3.2 Die Strahlenexposition durch Radionuklide aus dem Boden und der Luft	12
3.3 Die interne Strahlenexposition der Pflanzen	13
3.4 Die Strahlenempfindlichkeit von Bäumen	16
4 Die strahlenchemische Produktion von O_3 und NO_2	17
4.1 Das Berechnungsverfahren	17
4.2 Ergebnisse der Berechnung der strahlenchemischen NO_2 - und O_3 -Produktion	20
4.3 Vergleich mit industriellen Freisetzungen von NO_2	21
4.4 Die lokale Belastung durch strahlenchemisch aufgebaute NO_2 - und O_3 -Konzentrationen in der Umgebung der WAK	22
5 Schlußfolgerungen	24
6 Literatur	26

1 Einleitung

In den vergangenen Monaten wurden durch die Medien Vermutungen verbreitet, die Emissionen radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre und Waldschäden in Zusammenhang bringen. Ursachen der Schäden seien angeblich sowohl die direkte Strahlenbelastung als auch die Erzeugung von Ozon und Stickoxiden durch strahlenchemische Reaktionen der abgeleiteten radioaktiven Stoffe. Die zur Untersuchung des Wahrheitsgehaltes dieser Vermutungen benötigten Daten können aus der Literatur entnommen werden. Auf der Grundlage dieser teilweise schon seit Jahrzehnten bekannten Daten lassen sich die aufgeworfenen Fragen beantworten.

2 Grundlagen

Voraussetzung für die Beantwortung der aufgeworfenen Fragen sind Kenntnisse über die Emission radioaktiver Gase aus kerntechnischen Anlagen und die Konzentrationen wichtiger radioaktiver Gase in der Umgebungsluft. Da in der Umgebungsluft die Schadstoffe O_3 und NO_x auch durch natürliche Vorgänge wie durch den UV-Anteil der Sonnenstrahlung und durch die ionisierende Strahlung natürlicher radioaktiver Gase entstehen, werden die Grundlagen der Photochemie und der Strahlenchemie in der Atmosphäre erläutert.

2.1 Emissionen radioaktiver Gase aus kerntechnischen Anlagen

Wie später gezeigt wird, sind für strahlenchemische Reaktionen vor allem die langlebigen Radionuklide von Bedeutung. Diese Bedeutung der Langlebigkeit bezieht sich aber nicht nur auf die physikalische Halbwertszeit der betrachteten Radionuklide, sondern auch auf die Verweilzeit in der Atmosphäre. Aerosolförmige Aktivität, tritiiertes Wasser, Radioiod und CO_2 werden zum Unterschied von den emittierten radioaktiven Edelgasen rasch am Boden abgelagert bzw. durch Niederschläge aus der Atmosphäre ausgewaschen. Daher sind es bei den radioaktiven Emissionen vor allem die radioaktiven Edelgase, welche für die strahlenchemischen Reaktionen in der Atmosphäre verantwortlich sind.

Bei den folgenden Rechnungen wurden Ableitungen eines Kernkraftwerks zu $3,7 \text{ PBq}$ (10^5 Ci)/a angesetzt. Diese Annahme liegt über den Jahresemissionen der im Bereich der Europäischen Gemeinschaft zwischen 1976 und 1980 /LUY 83/ betriebenen Kernkraftwerke (s. Tab. 1). Für die deutschen Kernkraftwerke gilt, daß die höchsten Jahresemissionen um mindestens den Faktor 10 niedriger sind als der obige Rechenansatz. Zur Umrechnung der Daten von Tab. 1 sind diese mit der elektrischen Leistung zu multiplizieren. Für die deutschen Kernkraftwerke gelten $1,3 \text{ GW}_{\text{el}}$ als die maximale Leistung. Für die Nuklidzusammensetzung wurden die in /BON 81/ angegebenen Werte benutzt, die in Tab. 2 wiedergegeben sind.

Tab. 1: Ableitung von radioaktiven Edelgasen aus Kernkraftwerken im Bereich der Europäischen Gemeinschaft /LUY 83/

Reaktor- typ ¹⁾	Edelgasableitung in $\text{PBq}/\text{GW}_{\text{el}} \cdot \text{a}$		
	Minimum	Maximum	Mittelwert
GGR	0,24	0,71	0,41
DWR	0,0067	1,5	0,11
SWR	0,042	1,1	0,26
SBR	0,026	0,14	0,063

¹⁾ GGR = gasgekühlter Reaktor, DWR = Druckwasserreaktor, SWR = Siedewasserreaktor, SBR = Schneller Brutreaktor

Tab. 2: Zusammensetzung, Halbwertszeiten und Zerfallsenergien der Radioisotope von Edelgasen, die aus Kernkraftwerken emittiert werden /BON 81, SEE 81, LED 78/

Nuklid	Zusammensetzung in %		Halbwertszeit	Zerfallsenergie in MeV/Zerfall
	SWR	DWR		
Ar-41	0,05	0,8	1,83 h	2,49
Kr-83m	1,4	0,1	1,83 h	0,0416
Kr-85m	2,3	1,7	4,48 h	0,305
Kr-85	0,9	1,7	10,76 a	0,687
Kr-87	6,9	0,4	76,3 min	3,889
Kr-88	9,1	1,7	2,84 h	2,913
Xe-131m	1,4	0,1	11,9 d	0,16393
Xe-133m	0,2	0,8	2,19 d	0,23322
Xe-133	45,7	83,5	5,25 d	0,4273
Xe-135m	4,6	0,4	15,3 min	0,52656
Xe-135	9,1	8,4	9,10 h	1,159
Xe-138	18,3	0,4	14,1 min	2,83

Kr-85 stellt bei den heute angewandten Kühlzeiten und in Anbetracht des oben gesagten das einzig relevante in Gasform auftretende Radionuklid in der Abluft von Wiederaufarbeitungsanlagen dar. Für die Kr-85-Ableitung aus einer Wiederaufarbeitungsanlage wurden 160 PBq/a angesetzt, d. h. weit mehr als die bisher größten europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen (Sellafield und La Hague) in den Jahren 1976 bis 1980 abgeleitet haben /LUY 83/. 160 PBq/a entsprechen einer quantitativen Emission des Kr-85 aus einer 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage bei 45 300 MWd/t als Abbrand und drei Jahren Kühlzeit (berechnet nach HAU 74).

2.2 Die Konzentrationen radioaktiver Gase in der Umgebungsluft

Die Radonkonzentration über dem Festland variiert zwischen 1,9 und 19 Bq/m³*. Bodenbeschaffenheit und -feuchtigkeit, meteorologische Bedingungen und Jahres- und Tageszeit verändern die Rn-222-Konzentration und insbesondere auch die Konzentration der Tochterprodukte, welche in der Atmosphäre ebenfalls zum strahlenchemischen Aufbau von O₃ und NO_x beitragen. Radonfolgeprodukte lagern sich rasch an atmosphärische Aerosole an und können je nach Witterung vor ihrem Zerfall abgelagert werden. Gleichgewichtswerte zwischen Radon und seinen Folgeprodukten liegen zwischen 0,1 und 1 und im Mittel bei ca. 0,5. In den folgenden Rechnungen wurde diese Ablagerung am Boden nicht berücksichtigt. Es wird als ungünstigste Voraussetzung angenommen, daß bis zum langlebigen Pb-210 alle Radionuklide der Zerfallsreihe in der Atmosphäre zerfallen. Die Rn-222-Aktivität pro m³ nimmt mit der Höhe über dem Boden ab. Das Gesamtinventar der Atmosphäre beträgt 925 PBq. Rn-220 ist ein kurzlebige Tochterprodukt der Th-232-Zerfallsreihe. Wegen seiner kurzen Halbwertszeit von 55,6 s existiert Rn-220 nur kurze Zeit nach seiner Exhalation aus dem Boden. Seine Konzentration mit der Höhe über dem Boden in der Atmosphäre nimmt rasch ab. Die mittlere Konzentration in Bodennähe liegt im gleichen Bereich wie die des Rn-222. In den folgenden Rechnungen wurden für beide Radionuklide 2,6 Bq/m³ bodennaher Luft und die 925 PBq als Rn-222-Gesamtinventar der Atmosphäre eingesetzt. Rn-220 wurde beim Gesamtinventar der Radonisotope in der Atmosphäre vernachlässigt /UNS 77, UNS 82, KUE 82, L00 84/.

*Neuere Veröffentlichungen geben höhere Werte an, z. B. /JAH 84/:
8 - 50 Bq/m³

Künstlich erzeugtes Kr-85 gelangt vorwiegend aus Wiederaufarbeitungsanlagen in die Atmosphäre. Der Beitrag der Kernwaffenexperimente und der Kernkraftwerke ist wesentlich niedriger. Das durch die kosmische Strahlung produzierte Kr-85 ist vernachlässigbar. So ist die atmosphärische Kr-85-Konzentration seit 1950 ständig angestiegen und beträgt nach Messungen heute ca. $0,74 \text{ Bq/m}^3$ Luft. In der nördlichen Troposphäre wird das künstlich erzeugte Kr-85 als mehr oder weniger homogen vermischt angenommen. In den folgenden Rechnungen wurde mit dem angegebenen Wert für die Kr-85-Konzentration in Luft gerechnet /SIT 76, WEI 83/.

C-14 wird ebenfalls natürlich und künstlich produziert. Der natürliche C-14-Gehalt in der Atmosphäre liegt bei $0,22 \text{ Bq/g}$ Kohlenstoff. Der CO_2 -Gehalt der Luft beträgt 330 ppm im Mittel. Das künstlich produzierte C-14 stammt im wesentlichen von Kernwaffenexperimenten. Der heutige C-14-Gehalt der Atmosphäre liegt durch diese Experimente um 25% über dem natürlichen Wert und hatte 1963 ein Maximum von $0,44 \text{ Bq/g}$ Kohlenstoff /LOO 84/.

Bei H-3 übertrifft heute die künstliche Konzentration das natürlich produzierte H-3. In der Luft kommt es als Wasser und als Wasserstoffgas vor. Für die Abschätzung des Beitrages des Tritiums an strahlenchemischen Prozessen in der Atmosphäre wurden die gemessenen H-3-Konzentrationen in Niederschlägen herangezogen. Die Konzentrationen lagen vor den Atomwaffenexperimenten bei $0,22$ bis $0,88 \text{ Bq/l}$ Regenwasser, stiegen bis 1963 auf 740 Bq/l Regenwasser; für die folgenden Rechnungen wurden 10 g Luftfeuchte/ m^3 und eine Tritiumkonzentration in der Atmosphäre von $0,07 \text{ Bq/m}^3$ angesetzt. Der Beitrag des Tritiums, das als Wasserstoffgas in der Atmosphäre auftritt, ist vernachlässigbar klein /UNS 77, UNS 82, LOO 84/.

In Tab. 3 sind die Halbwertszeiten und die Zerfallsenergien von H-3, C-14, Rn-220 und Rn-222 angegeben.

Tab. 3: Halbwertszeiten und Zerfallsenergien wichtiger Radionuklide in der Umgebungsluft

Radionuklid	Halbwertszeit	Zerfallsenergie in MeV/Zerfall
H-3	12,323 a	0,0186
C-14	5 730 a	0,156
Rn-220	55,6 s	25,091)
Rn-222	3,825 d	23,851)

1) Gesamte Zerfallsenergie für die Rn-Isotope und ihre Folgeprodukte: Rn-222 bis Pb-210 und Rn-220 bis Pb-208

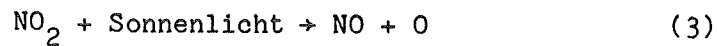
2.3 Relevante photochemische Reaktionen in der Atmosphäre

Wichtige Schadstoffe wie O_3 , NO_2 und HNO_3 entstehen auf natürliche Weise und durch menschliche Tätigkeiten aus den Bestandteilen der Luft, O_2 und N_2 . Ein wichtiger natürlicher Prozeß ist der Auf- oder Abbau von Verbindungen durch das Sonnenlicht.

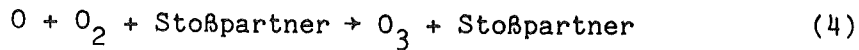
Viele in der Atmosphäre ablaufende Photooxidationsprozesse werden vom Stickstoffdioxid eingeleitet. Das in hoher Konzentration rotbraune Gas entsteht durch Oxidation aus dem bei jedem Verbrennungsprozeß in einer endothermen Reaktion gebildeten Stickstoffmonoxid NO:



Das unter normalen Bedingungen ganz auf der linken Seite der Bruttogleichung (1) liegende Gleichgewicht wird bei hohen Temperaturen, beispielsweise im Otto-Motor, ein wenig zugunsten der rechten Seite verschoben. Der durch Sonnenlicht verursachte Primärschritt in einer NO_2 -haltigen Atmosphäre besteht in der Photodissoziation des Stickstoffdioxids in Stickstoffmonoxid und Sauerstoffatome:



Die Sauerstoffatome bilden durch Anlagerung an molekularen Sauerstoff Ozon:



Das entstandene Ozon oxidiert NO wiederum zu NO_2



das erneut photolytisch dissoziieren kann. Es folgt, daß sich unter Sonneneinstrahlung ein Gleichgewicht einstellt:



$$(\text{O}_3) = K \frac{(\text{NO}_2)}{(\text{NO})} \quad (7)$$

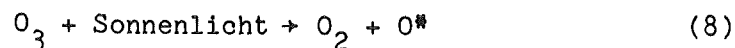
Darin bedeuten:

(x) = Molare Konzentration von x

K = Gleichgewichtskonstante

Jede Reaktion, die zur Oxidation von NO zu NO_2 beiträgt, wird daher nach (7) zur Bildung von zusätzlichen Ozonmolekülen führen.

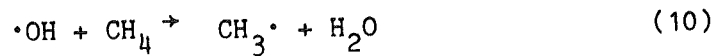
Angeregte Sauerstoffatome O^* , die durch Photolyse von Ozon oder NO_2 nach (3) oder nach



gebildet werden, können mit Wasserdampf reagieren nach



unter Bildung von OH-Radikalen. Die atmosphärische Gleichgewichtskonzentration der OH-Radikale wird in erster Linie durch die Folgereaktionen



bestimmt. OH-Radikale können durch Anlagerung an Stickstoffdioxid



Salpetersäure bilden, die allerdings in der Atmosphäre mit NH_3 zu Ammoniumnitrat teilweise überführt wird. Aus diesem Grund werden nur sehr geringe HNO_3 -Konzentrationen in Luft registriert.

2.4 Strahlenchemische Grundbegriffe

Durch die von ionisierender Strahlung an das bestrahlte Material abgegebene Energie können chemische Veränderungen ausgelöst werden. Schnelle, geladene Partikel verlieren allmählich beim Durchdringen der Materie ihre Bewegungsenergie, indem sie zahlreiche Zusammenstöße mit Molekülen und Atomen erleiden und dabei jeweils einen mehr oder weniger großen Energiebetrag an den Stoßpartner abgeben. Diese werden durch Ionisation, Dissoziation oder Elektronenanregung in einen chemisch reaktionsfähigen Zustand versetzt. Bei hoher Energie eines geladenen Teilchens wird pro Zusammenstoß nicht nur ein Molekül angeregt, sondern die ursprüngliche Energie in kleinen Anteilen verschiedener Größe an eine sehr große Anzahl von Molekülen übertragen. Man bezieht deshalb die Anzahl der veränderten Moleküle auf die gesamte absorbierte Strahlenenergie. Die entsprechende Größe für eine strahlenchemische Reaktion ist der G-Wert oder die 100-eV-Ausbeute

$$G = \frac{\text{Anzahl veränderter Moleküle}}{100 \text{ eV absorbierte Energie}} \quad (13)$$

Man kann diese Beziehung für das Medium Luft auch in die praktischere Form überführen

$$c = 1,037 \cdot 10^{-7} \cdot G \cdot D \cdot \rho \quad (14)$$

Darin bedeuten:

- c = Konzentration der gebildeten bzw. verbrauchten Moleküle (Mol/l)
 D = Dosis (Gy)
 ρ = Dichte (g/ml)

Falls keine Kettenreaktion vorliegt, liegen die G-Werte im allgemeinen unter 10.

2.5 Strahlenchemische Reaktionen in der Atmosphäre

Die Radiolyse von Sauerstoff ist von zahlreichen Autoren eingehend untersucht worden. Einige der in diesen Arbeiten ermittelten $G(O_3)$ -Werte sind in Tab. 4 zusammengestellt worden. Läßt man die G-Werte von /KRÜ 25/, die nachweisbar zu hoch sind /KRÜ 36, LIN 61/ außer acht, dann kann man aus den Daten in Tab. 4 schließen, daß bei niedrigen Energiedosen der $G(O_3)$ -Wert bei $6,2 \pm 0,3$ liegt und bei hohen Energiedosen sich dieser Wert etwa verdoppelt. Da der G-Wert für die Ozonbildung um einige Größenordnungen kleiner ist als der der Ozonzerstörung (vgl. Tab. 5), kann sich durch O_2 -Radiolyse keine hohe Ozonkonzentration ausbilden. Maximale Ozonkonzentrationen, die beispielsweise bei 1 bar O_2 und einer Energiedosis von $0,88 \cdot 10^4$ Gy beobachtet worden sind, liegen bei 440 vpm /DMI 68/.

Tab. 4: G-Werte für die Bildung von Ozon aus gasförmigem Sauerstoff

G(O ₃)	Temperatur in K	Strahlung	Bemerkungen	Literatur
3,1 - 3,8		α		OLI 25
62 - 1241,2)		schnelle Elektronen		KRÜ 25
6,21)	293	Entladung		BRE 30
6		α		LIN 61
6,73)	90 - 200	γ		JOH 64
5,93)	195 - 283	γ	ED = 24 - 180 Gy	KIR 60
6,2±0,6		Elektronen	EDL = 1,6 Gy/s	WIL 70/1
6	77	γ	EDL = 70 - 8·10 ⁴ Gy/s	SEA 68
8	293		EDL = 10 ² Gy/s und ED = 10 ² Gy	DMI 68
13,8±0,7	295	Elektronen	EDL = 1,6·10 ¹⁰ - 1,6·10 ¹¹ Gy/s	GHO 69 WIL 70/2
12,8		Elektronen	EDL = 1,6·10 ¹⁰ - 1,6·10 ¹¹ Gy/s	

ED = Energiedosis, EDL = Energiedosisleistung

1) Annahme: 32,5 eV erforderlich, um ein Ionenpaar in gasförmiger Sauerstoff zu erzeugen

2) Diese Werte sind zu hoch /LIN 61, KRÜ 36/

3) Korrektur nach /WIL 70/1 und 2/

Tab. 5: G-Werte für die strahleninduzierte Zerstörung von Ozon und Stickstoffdioxid

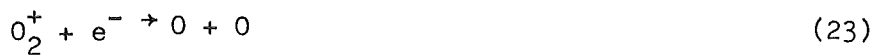
G(-O ₃)	Temperatur in K	Bemerkungen	Literatur
103 - 10 ⁴	286 - 290	ED = 10 ² Gy	KIR 60
550	283	EDL = 0,85 Gy/s	SEA 68
G(-NO ₂)	Temperatur in K	Bemerkungen	Literatur
3	373	EDL = 7·10 ² -4·10 ³ Gy/s	SUZ 79
1,2	294	ED = 3·10 ⁷ Gy	HAR 57
0,5	294	ED = 5·10 ⁵ Gy	HAR 57

Durch Einwirkung ionisierender Strahlen auf trockene Luft entstehen Ozon, Stickstoffdioxid und in geringerer Ausbeute Distickstoffmonoxid /DMI 67, DMI 68, LIN 29, NEW 50/. Entsprechende G-Werte können der Tab. 6 entnommen werden. Die wichtigsten strahlenchemischen Reaktionen, die zur Bildung der oben aufgeführten Produkte führen, sind:

Primärreaktionen



Folgereaktionen



Produktbildung



Tab. 6: G-Werte für die Bildung von NO₂ und O₃ aus Luft

G(NO ₂)	G(O ₃)	Temperatur in K	Strahlung	Bemerkungen	Literatur
-	6,3	90 - 200	γ		JOH 64
6,5	7,8	293		ED = 10 ⁴ Gy	DMI 68
-	10,3		Elektronen	EDL = 3,2 · 10 ¹⁰ Gy/s ED = 1,2 · 10 ³ Gy	WIL 70/1+2
4,8	7,4		Elektronen	geringe EDL	WIL 70/1+2
0,6	1,5		Elektronen		NEW 50
2,3	4,9		α		NEW 50

Wird die Bestrahlung über längere Zeiten bei 175 °C, einem Druck von über 5 bar und einer Energiedosisleistung von 8,8 · 10⁴ Gy/min vorgenommen, dann werden nur noch die Produkte NO₂ und N₂O beobachtet /HAR 57, HAR 59, HAR 64/. Offensichtlich wird bei hohem Umsatz das O₃ durch Reaktion mit Stickoxiden verbraucht. Darüber hinaus sind NO₂ und N₂O im Strahlenfeld beständiger als O₃ (vgl. Tab. 5).

Bei Bestrahlung feuchter Luft kann neben NO₂ noch Salpetersäure nachgewiesen werden /RUS 59/. Ihre Bildung läßt sich durch die Reaktionsfolge beschreiben:



3 Die Strahlenexposition von Pflanzen

Pflanzen sind ebenso wie Menschen und Tiere einer natürlichen und künstlichen Strahlenexposition ausgesetzt. Diese setzt sich zusammen aus Beiträgen der kosmischen Strahlung, der äußeren Bestrahlung durch im Erdboden vorhandene Radionuklide sowie durch Aufnahme und Einbau von Radionukliden aus dem Boden und aus der Luft.

3.1 Die kosmische Strahlung

Aus dem Weltall trifft die sogenannte primäre kosmische Strahlung auf die Atmosphäre. Es handelt sich dabei in erster Linie um hochenergetische Teilchen (Energien im Bereich von GeV bis EeV). Neben dem Teil aus dem Weltall stammt ein Teil von der Sonne; dieser Teil steigt nach Sonneneruptionen an. Bei der Primärstrahlung handelt es sich um etwa 90 % Protonen, der Rest sind Heliumkerne und schwerere Kerne. Die primäre Strahlung verursacht in der Atmosphäre eine Vielzahl von Kernreaktionen, wobei die sogenannte Sekundärstrahlung entsteht, die die Erdoberfläche erreicht. Die durch die Sekundärstrahlung verursachte Dosisleistung hängt von der Höhe über dem Meeresspiegel sowie wegen des erdmagnetischen Feldes von Standort auf der Erdoberfläche ab. Für das Folgende von Bedeutung ist, daß im Bereich der Bundesrepublik Deutschland die kosmische Höhenstrahlung in Höhe des Meeresspiegels eine Dosisleistung von 0,28 mGy/a verursacht. In 1 000 m Höhe über dem Meeresspiegel ist diese Strahlenexposition bereits etwa doppelt so hoch wie in Meereshöhe /UNS-77, UNS 82/.

3.2 Die Strahlenexposition durch Radionuklide aus dem Boden und der Luft

Die äußere Strahlenexposition ist im wesentlichen durch Radionuklide natürlicher Herkunft bedingt; diese werden in primordiale und kosmogene Radionuklide gegliedert. Die seit Entstehung der Erde vorhandenen primordialen Radionuklide liefern den Hauptanteil zur externen Dosisexposition. Es handelt sich hierbei um K-40 ($1,28 \cdot 10^9$ a*), Rb-87 ($4,8 \cdot 10^{10}$ a), U-235 ($7,04 \cdot 10^8$ a), U-238 ($4,47 \cdot 10^9$ a) und Th-232 ($1,41 \cdot 10^{10}$ a). Die drei letztgenannten Radionuklide sind die Mutternuklide von Zerfallsreihen. Kosmogene Radionuklide werden hauptsächlich durch die kosmische Strahlung erzeugt. Die Hauptbeiträge zur äußeren Strahlenexposition am Erdboden tragen Be-7 (53,3 d) und Na-22 (2,60 a) und viele andere Radionuklide bei (s. Tab. 7).

*(Halbwertszeiten)

Tab. 7: Radionuklide produziert durch die kosmische Strahlung

Nuklid	Halbwertszeit	Produktionsrate in Atome/cm ² ·s	Gesamtmenge
H-3	12,323 a	0,25	3,5 kg
Be-7	53,3 d	0,081	3,2 g
Be-10	1,6·10 ⁶ a	0,045	430 t
C-14	5 730 a	2,5	75 t
Na-22	2,60 a	0,000086	1,9 g
Al-26	7,16·10 ⁵ a	0,00014	1,1 t
Si-32	101 a	0,00016	2,0 kg
P-32	14,3 d	0,00081	0,4 g
P-33	25,3 d	0,00068	0,6 g
S-35	88 d	0,0014	4,5 g
Cl-36	3,08·10 ⁵ a	0,0011	15 t
Ar-39	269 a	0,0056	22 kg

Die externe Strahlenexposition hängt wesentlich von der Art des Untergrundgesteins ab. Sie beträgt z. B. in Schleswig-Holstein 0,37 mGy/a, auf dem Kaiserstuhl 1,5 mGy/a und auf dem Katzenbuckel bei Mosbach 6,3 mGy/a. Noch höhere Werte werden in Monazit-Regionen durch den hohen Thoriumanteil in den Monazitsanden verursacht, z. B. in Kerala an der Westküste Indiens bis zu 40 mGy/a und an der Atlantikküste Brasiliens bis zu 120 mGy/a.

3.3 Die interne Strahlenexposition der Pflanzen

Eine Strahlenbelastung findet auch durch inkorporierte radioaktive Stoffe statt. Der Hauptanteil stammt dabei vom K-40. Sein Beitrag liegt beim Menschen bei 0,3 mGy/a. Nach /SCH 65/ enthält Fichtenholz 0,15 und Eichenholz 0,95 g Kalium/kg. Mit 20 bis 40 g Asche pro kg Frischgewicht der Blätter und der Annahme, daß die Asche im wesentlichen aus K₂CO₃ besteht, erhält man für Blätter 11 bis 13 g K/kg Frischgewicht. Der mittlere Wert im Menschen beträgt 2 g K/kg /REF 74/. Für verschiedene biologische Gewebe sind Werte für K-40 in Tab. 8 angegeben. Allgemein darf gesagt werden, daß die Dosisexposition durch K-40 in Bäumen im Holz niedriger und in den Blättern und Nadeln höher als im menschlichen Gewebe ist.

Tab. 8: K-40-Konzentration in biologischem Material /BOW 79/

Biologisches Material	K-40-Konzentration in Bq/kg TS*
Flechten	20 - 260
Bäume	30 - 750
Gemüse	30 - 2 100
Säugetiere: Muskeln	320
Knochen	46
Mensch: Muskeln	320
Knochen	46

*TS = Trockensubstanz

Besonderes Interesse fand in den vergangenen Monaten die Strahlenbelastung durch Tritium. Sie läßt sich leicht berechnen, weil wegen der geringen Energie der β -Strahlung des Tritiums (mittlere Energie 5,7 keV; 90 % der β -Teilchen eine Reichweite im Gewebe $< 1 \mu\text{m}$) die Energieabsorption praktisch am Ort des Zerfalls erfolgt. Damit ist die Dosisleistung \dot{D} direkt proportional zur Tritiumkonzentration C^a im Gewebe. Es gilt:

$$\dot{D} = 2,9 \cdot 10^{-8} \frac{\text{Gy} \cdot \text{kg}}{\text{a} \cdot \text{Bq}} \cdot C^a \quad (33)$$

Aus der Emissionsrate \dot{A} und dem Ausbreitungsfaktor χ läßt sich die Tritiumkonzentration in der Luft C^1 nach der Beziehung

$$C^1 = \chi \cdot \dot{A} \quad (34)$$

bestimmen.

In Tab. 9 sind für verschiedene Orte die jährliche Niederschlagsmenge, Jahresmittelwerte der Tritiumkonzentration im Niederschlag, die Flächenablagerung A_F und die Dosisexposition von Pflanzen angegeben. Hier wurde angenommen, daß die Tritiumkonzentration in den Pflanzen jener im Niederschlag entspricht, was weitgehend richtig ist, obwohl das T/H-Verhältnis in organischer Bindung höher als im Gewebewasser sein kann. Dieser Sachverhalt ist aber weitgehend bedeutungslos wegen des relativ geringen Wasserstoffanteils in organischer Bindung.

Tab. 9: Niederschlagsmenge M, mittlere H-3-Konzentration C^a ,
H-3-Flächenablagerung und resultierende Jahresdosis D /JAH 83/

Standorte der Niederschlagssammlung	M in mm/a	C^a in Bq/l	A_F in kBq/m ² ·a	D μGy/a
Augustenberg bei Karlsruhe-Durlach	903	3,33	3,0	0,097
Eggenstein	899	5,55	5,0	0,16
Standort der höchsten H-3-Konzentration im Niederschlag im KfK	867	36,3	31,4	1,05

Der H-3-Gehalt im Niederschlag wird am Augustenberg und in Eggenstein weitgehend durch das Tritium der Kernwaffenexperimente verursacht. Die höchsten Tritiumkonzentrationen des Niederschlags wurden im Kernforschungszentrum Karlsruhe durch den schwerwassermoderierten Reaktor MZFR verursacht. Die Niederschlagssammlung erfolgt aber nicht am Hauptbeaufschlagungspunkt. Für diesen gilt: Mit dem für den Standort bei einem 100-m-Kamin gültigen Langzeitausbreitungsfaktor $3 \cdot 10^{-7}$ s/m³ und einer Abgaberate von $2,3 \cdot 10^6$ Bq/s, erhält man unter der Voraussetzung von 10 g Luftfeuchte/m³ eine Tritiumkonzentration in der Luftfeuchte von 69 Bq/l. Dies ist das 1,9fache des im Kernforschungszentrum im Niederschlag gemessenen Wertes und entspricht nach dem oben gesagten einer Dosisexposition der Pflanzen von 2 μGy/a. Die Tritiumableitungen der heute eingesetzten leichtwassermoderierten Kernkraftwerke sind um eine Größenordnung niedriger. Damit gelangt man unter vergleichbaren Bedingungen zu einer jährlichen Strahlenexposition der Pflanzen um Kernkraftwerke von maximal 0,2 μGy/a. Diese Exposition ist vergleichbar mit der durch den globalen Fallout verursachten.

Beim Betrieb einer 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage sind bei 1,5 PBq Tritiumableitung mit der Abluft und einem Abluftkamin von 200 m folgende Dosisexpositionen zu erwarten: Mit einem Ausbreitungsfaktor von $6 \cdot 10^{-8}$ s/m³ entsprechend dem 200-m-Kamin und mit 30 % Windrichtungshäufigkeit für den 30°-Sektor der Hauptwindrichtung erhält man eine Jahresexposition von 17 μGy/a, mit 10 g Luftfeuchte/m³ und der Annahme, daß die Tritiumkonzentration in der Luftfeuchte der im Niederschlag und damit der in den Pflanzen gleich ist /BER 79/.

Aus der Literatur /IAE 81/ sind Experimente bekannt, bei denen Bäume mit tritiiertem Wasser bei Flächenbelastungen oberhalb 10^5 kBq/m² exponiert wurden, ohne daß Schäden an den Pflanzen auftraten. Da nach Tab. 9 diese Flächenbelastungen um drei bis fünf Größenordnungen höher liegen als die maximal um kerntechnische Anlagen möglichen, sind Schäden bei den in der Kerntechnik auftretenden Tritiumbelastungen nicht vorstellbar. Die Dosisexpositionen sind außerdem niedriger als die natürliche Strahlenexposition.

3.4 Die Strahlenempfindlichkeit von Bäumen

Um die Bedeutung der Strahlenexposition von Bäumen richtig beurteilen zu können, werden Kenntnisse über deren Strahlenempfindlichkeit benötigt. In den Tabn. 10 und 11 sind LD₅₀-Werte für einige Laub- und Nadelbäume (16-h-Expositionen) zusammengestellt. Unter LD₅₀ versteht man jene Dosisexposition, die für 50 % der bestrahlten Lebewesen tödlich war. Diese Werte sind experimentell ermittelt. Die beiden genannten Tabellen zeigen, daß Gymnospermen etwas strahlenempfindlicher sind als Laubbäume, andererseits, daß Bäume weniger strahlenempfindlich sind als Menschen. In der zitierten Arbeit wird oben darauf hingewiesen, daß für Pflanzen, die unter Freilandbedingungen wachsen, der erzeugte Schaden von einer Vielzahl von Parametern bei vorgegebener Exposition abhängt, z. B. sind Pflanzen im Ruhezustand um einen Faktor 1,65 weniger strahlenempfindlich als in der aktiven Phase /SPA 71/.

Bei den im Vergleich zu den gemessenen LD₅₀-Werten geringen Strahlenexpositionen um kerntechnische Anlagen sind daher keine nachweisbaren Effekte zu erwarten. Dies gilt insbesondere auch deshalb, weil die LD₅₀ mit abnehmender Dosisleistung zunimmt und um kerntechnische Anlagen extrem niedrige Dosisleistungen auftreten. Die niedrigste in Tab. 10 und 11 angegebene LD₅₀ liegt um mehr als zehn Millionen Mal höher als die maximal mögliche Tritiumexposition während eines Jahres in der Umgebung eines Kernkraftwerkes.

Tab. 10: LD₅₀ für fünf Arten von Laubbäumen /SPA 71/

Name	Art	LD ₅₀ in R ¹⁾
Roteiche	Quercus borealis var. maxima	3 650 _± 150
Gelbbirke	Betula lutea	4 280 _± 520
Zuckerahorn	Acer saccharum	4 720 _± 150
Rotahorn	Acer rubrum	5 110 _± 230
Weißesche	Fraxinus americana	7 740 _± 700

¹⁾ 1 R ≈ 9,8 mGy für organisches Gewebe

Tab. 11: LD₅₀ für sieben Gattungen (14 Arten) von Gymnospermen /SPA 71/

Gattung	Bereich der LD ₅₀	Mittlere LD ₅₀ in R ¹⁾
Pseudotsuga	-	461 _± 71
Pinus	473 - 818	692 _± 110
Tsuga	690 - 701	696 _± 6
Picea	626 - 1 186	917 _± 91
Larix	705 - 834	770 _± 65
Abies	-	935 _± 26
Taxus	475 - 1 203	939 _± 233

¹⁾ 1 R ≈ 9,8 mGy für organisches Gewebe

4 Die strahlenchemische Produktion von O₃ und NO₂

4.1 Das Berechnungsverfahren

Zur Berechnung der Schadstoffproduktionsraten wurde angenommen, daß die kerntechnische Anlage radioaktive Gase mit der konstanten Emissionsrate R emittiert, bis sich Gleichgewicht in der globalen Atmosphäre einstellt. Gleichgewicht wird erreicht, wenn die Zerfallsrate jedes emittierten Radionuklides seiner Emissionsrate gleich ist. Dieser Ansatz stellt die ungünstigste Annahme dar und wird weitgehend nach dem Ablauf einiger Halbwertszeiten des betrachteten Radionuklides erreicht. Für die Gleichgewichtsaktivität A gilt dann

$$A = \frac{R \cdot T_{1/2}}{\ln 2} \quad (35)$$

Darin bedeuten:

$T_{1/2}$	=	Halbwertszeit in s
R	=	Emissionsrate in Bq/s
A	=	Gleichgewichtsaktivität in Bq

Pro Zerfall wird die Energie E freigesetzt. Die Schadstoffproduktionsrate \dot{P} ist dann durch die Beziehung angegeben:

$$\dot{P} = \frac{A \cdot E \cdot G \cdot M}{100 \cdot L} \quad (36)$$

Darin bedeuten:

G	=	G-Wert
E	=	Zerfallsenergie in eV
\dot{P}	=	Schadstoffproduktionsrate in g/s
M	=	Molekulargewicht des Schadstoffes
L	=	Loschmidtsche Zahl = $6,022 \cdot 10^{23}$

Die Emissionsraten R und die Halbwertszeiten $T_{1/2}$ der einzelnen Radionuklide sind aus der in Tab. 2 angegebenen Zusammensetzung der emittierten Edelgase und aus der angesetzten Ableitung von 3,7 PBq/a für Kernkraftwerke zu errechnen (s. 2.1).

Für die Energie E wurde für die folgenden Rechnungen die sich aus der Massendifferenz von Mutter- und Tochternuklid ergebende Energie eingesetzt (s. Tab. 2). Es wurde also der β -Zerfall so behandelt, als ob die Neutrinos zur Schadstoffproduktion beitragen würden und die γ -Strahlung quantitativ in der Luft absorbiert würde. Dies bedeutet eine erhebliche Überschätzung der strahlenbedingten Schadstoffproduktion.

Als G-Werte für die NO_2 - und die O_3 -Bildung wurden von den publizierten Werten (Tab. 6) die jeweils größten für Luft übernommen: $G(\text{NO}_2) = 6,5$ und $G(\text{O}_3) = 10,3$.

Die Gleichungen (35) und (36) zeigen, daß die Schadstoffproduktion für langlebige Radionuklide am größten ist. Das bedeutet, daß Kr-85 mit 95 % - 96 % zur Schadstoffproduktion beiträgt, obwohl sein Anteil an der abgeleiteten Radioaktivität eines Kernkraftwerkes gering ist. Kr-85 und Xe-133 bewirken zusammen mehr als 99,5 % der Schadstoffproduktion. Es sei darauf hingewiesen, daß der Zerfall der produzierten Schadstoffe dem Anstieg des aufgebauten Inventars entgegenwirkt. Dies gilt jedoch unabhängig von der Art der Erzeugung, d. h., strahlenchemisch produziertes NO_2 zersetzt sich im gleichen Maße wie solches aus konventionellen Emissionsquellen.

Bei der Berechnung der maximalen Schadstoffproduktionsraten durch Ableitungen der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe wurde vorausgesetzt, daß die maximale Kr-85-Quellstärke 11 PBq/a ist. Der Ausbreitungsfaktor für kontinuierliche Kr-85-Emissionen liegt bei $1,6 \cdot 10^{-6} \text{ s/m}^3$ /GEI 81/. Dabei wurde angenommen, daß die bisher nie erreichte, aber maximal mögliche Aufarbeitung, von 35 t Schwermetall/a erfolgt und daß der Brennstoff 34 000 MWd Abbrand/t und fünf Jahre Kühlzeit hat /HAU 74/. Die Zeit zwischen Freisetzung und Erreichen des Orts maximaler Kr-85-Konzentration in der bodennahen Luft der Umgebung beträgt 300 s. Zur Vereinfachung der Abschätzung wurde angenommen, daß die Schadstoffproduktion am Ort des radioaktiven Zerfalls erfolgt. Dies bedeutet eine Überschätzung der so aufgebauten O_3 - bzw. NO_2 -Konzentrationen, da der durch die γ -Strahlung produzierte Anteil dadurch überschätzt wird.

Zu beachten ist, daß die Schadstoffproduktion während des atmosphärischen Transports erfolgt. Gegenläufig wirken der Abfall der Kr-85-Konzentration mit wachsender Entfernung vom Konzentrationsmaximum sowie - wenn auch im geringeren Umfang - der Zerfall der Schadstoffe. Ohne den Zerfall ist in erster Näherung eine maximale Schadstoffkonzentration un-

weit hinter dem Maximum der bodennahen Kr-85-Konzentration aufgebaut und danach eine langsame Abnahme der Schadstoffkonzentration mit dem Abstand vom Emittenten zu erwarten.

4.2 Ergebnisse der Berechnung der strahlenchemischen NO_2 - und O_3 -Produktion

In Tab. 12 sind die globalen Produktionsraten der genannten Schadstoffe dargestellt, verursacht durch die Strahlung von Rn-222, eines natürlichen Radionuklids, das als Folgeprodukt des im Boden vorhandenen natürlichen Urans aus der Erde exhaliiert wird, und seiner Folgeprodukte. Die strahlenchemische Produktion von NO_2 und O_3 liegt in der bodennahen Luft für Kr-85 um zwei, für C-14 um vier und für H-3 um fünf Größenordnungen unter denen der natürlichen Radionuklide Rn-220 und Rn-222. Außerdem wurden die Produktionsraten eines Siedewasser- und eines Druckwasserreaktors sowie einer 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage gegenübergestellt. Die Produktionsrate durch das natürliche Radon und seine Folgeprodukte übertrifft die Produktionsrate eines Leichtwasserreaktors um mehr als vier und die Produktionsrate durch eine Wiederaufarbeitungsanlage um mehr als eine Größenordnung.

Tab. 12: Globale atmosphärische Jahresproduktion von O_3 und NO_2 , verursacht durch Radioaktivität in der Atmosphäre³

Quelle der Radioaktivität in der Atmosphäre	Produktionsrate in t/a	
	O_3	NO_2
Exhalation des natürlichen Rn-222 + Folgeprodukte aus der Erde	5 800	3 500
ein Siedewasserreaktor	0,096	0,058
ein Druckwasserreaktor	0,18	0,11
eine 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage	440	270

Um die Schadstoffproduktion innerhalb des Sicherheitsbehälters eines Kernkraftwerks abzuschätzen, wurden folgende Annahmen über den Raum gemacht, in dem die Bestrahlung stattfindet:

Volumen:	125	m ³
Fortluftmenge:	1 000	m ³ /h
Thermischer Neutronenfluß:	1 · 10 ⁸	cm ⁻² s ⁻¹
Gammastrahlung Fluß:	9 · 10 ⁷	cm ⁻² s ⁻¹
Energie:	0,2	MeV

Die Rechnung ergibt, daß der Beitrag der Aktivierungsprodukte der Luft um drei Größenordnungen niedriger ist als der Beitrag der γ -Strahlung. Selbst bei fehlenden Aktivkohlefiltern wäre an der Kaminmündung keine Erhöhung des Gehalts der umgebenden Luft an Ozon und Stickoxiden nachweisbar.

Die gleichen Annahmen würden zu einer jährlichen Ar-41-Ableitung von 6,8 TBq/a führen. Dieser Wert liegt in bzw. über der Größenordnung der im Jahresbericht 1980 des BMI berichteten Ar-41-Ableitungen /BMI 83/, was eine Stützung obiger pauschaler Annahmen darstellt. Bedenkt man die Wirksamkeit der Verzögerungsstrecken und Fortluftfilter, so muß man akzeptieren, daß die deutschen Kernkraftwerke den Umweltpegel an Ozon und Stickoxiden nicht beeinflussen.

4.3 Vergleich mit industriellen Freisetzungen von NO₂

In Tab. 13 wurden die industriellen Produktionsraten für NO₂ in der Bundesrepublik Deutschland zusammengestellt. Die globalen Produktionsraten von NO₂ bedingt durch Emissionen aus einer Wiederaufarbeitungsanlage werden durch die Produktionsraten durch konventionelle Vorgänge in der Bundesrepublik Deutschland um vier Größenordnungen und die eines Leichtwasserreaktors um sieben Größenordnungen übertroffen. Berücksichtigt man, daß die Fläche der Bundesrepublik Deutschland ca. ein Zweitausendstel der Erdoberfläche beträgt, überschreiten die Produktionsraten durch konventionelle Vorgänge die durch Emissionen aus einer Wiederaufarbeitungsanlage um sieben Größenordnungen und die durch Emissionen aus einem Kernkraftwerk um zehn Größenordnungen.

Tab. 13: Jahresproduktion von Stickoxiden (berechnet als NO₂) in der Bundesrepublik Deutschland 1978 /RAT 83/ und 1982 /BMI 84/

Quelle der Emissionen	Produktionsrate in t/a	
	/RAT 83/	/BMI 84/
Fossile Kraftwerke/Fernheizwerke	940 000	} 1 400 000
Industrie	580 000	
Haushalte/Kleinverbraucher	140 000	
Verkehr	1 340 000	1 700 000
Summe:	3 000 000	3 100 000

Mit ca. 1 340 000 t NO₂/a, produziert durch die Kraftfahrzeuge der Bundesrepublik Deutschland (z. Z. ca. 25 000 000 Stück /STA 82/), erhält man eine ungefähre Produktionsrate pro Kraftfahrzeug von 54 kg NO₂/a. Im Luftraum der Bundesrepublik Deutschland wird durch eine 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage 135 kg NO₂/a produziert. Der Betrieb einer Wiederaufarbeitungsanlage, aus der abgeleitetes Krypton wegen der langen Halbwertszeit global verteilt wird, ist vom Standpunkt der strahlenchemischen Produktion vergleichbar mit dem Betrieb von zwei bis drei Kraftfahrzeugen.

4.4 Die lokale Belastung durch strahlenchemisch aufgebaute NO₂- und O₃-Konzentrationen in der Umgebung der WAK

Es wurde von verschiedenen Seiten geäußert, daß Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen zur strahlenchemischen Produktion von NO₂ und O₃ führen würden, und diese würden eine lokale Bedrohung der Wälder darstellen. Die höchsten strahlungsbedingten NO₂- und O₃-Konzentrationen in der Umgebungsluft, verursacht durch eine kerntechnische Anlage der Bundesrepublik Deutschland, dürfen im Hauptbeaufschlagungsgebiet durch die Abgasfahne der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe erwartet werden. Gründe dafür sind der relativ niedrige Abluftkamin und die hohen Aktivitätsableitungen der WAK, verglichen mit den extrem niedrigen Werten von Kernkraftwerken. In Tab. 14 werden die durch die radioaktiven

Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe aufgebauten NO_2 - und O_3 -Konzentrationen den natürlichen Konzentrationen dieser Schadstoffe gegenübergestellt. Die natürliche NO_2 -Konzentration ist um acht Größenordnungen höher als die von der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe strahlenchemisch verursachte NO_2 -Konzentration. Die natürliche O_3 -Konzentration überschreitet die WAK-induzierte Konzentration um sieben bis neun Größenordnungen.

Berücksichtigt man, daß Kr-85 nicht kontinuierlich, sondern während der ersten Stunden des Auflösevorganges freigesetzt wird und daß für solche Vorgänge ein Kurzzeitausbreitungsfaktor angewandt wird, erhält man während der kurzen Emissionsdauer eine Schadstoffkonzentration am Hauptbeaufschlagungspunkt, die ein bis zwei Größenordnungen höher ist.

Tab. 14: Mittlere O_3 - und NO_2 -Konzentrationen am Hauptbeaufschlagungspunkt durch die Abgasfahne der Wiederaufarbeitungsanlage

Schadstoff	Schadstoffkonzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	durch die Kr-85-Emission der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe aufgebaut	natürlich vorhandene
O_3	$9,3 \cdot 10^{-7}$	21 - 5 400*
NO_2	$5,6 \cdot 10^{-7}$	10 - 20**

*stark tageszeitabhängig

**ländliche Bereiche

5 Schlußfolgerungen

Aus den durchgeführten Rechnungen ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

1. Die natürliche Strahlenexposition von Pflanzen durch die kosmische Strahlung beträgt 0,3 mGy/a in Höhe des Meeresspiegels, durch die terrestrische Strahlung in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 0,37 und 6,3 mGy/a und durch eingebautes K-40 ca. 0,3 mGy/a. Durch bei Kernwaffenexperimenten freigesetztes Tritium werden z. Z. 0,2 μ Gy/a verursacht und durch aus Leichtwasserreaktoren emittiertes Tritium maximal 0,2 μ Gy/a. Die Tritiumableitung einer 350-t-Wiederaufarbeitungsanlage führt zu einer maximalen Dosisexposition der Pflanzen durch Tritium von 17 μ Gy/a. Dosisexpositionen, die eine tödliche Wirkung auf einen wesentlichen Anteil von bestrahlten Bäumen haben, liegen zwischen 4,6 und 77,4 Gy.
2. Die durch das natürliche Rn-222 und seine Folgeprodukte bedingte Produktion von O_3 und NO_2 ist verglichen mit der nichtnuklearen natürlichen oder industriellen Produktion gering. Vernachlässigbar klein dagegen ist die Produktionsrate, die auf den Betrieb eines Siedewasserreaktors, eines Druckwasserreaktors oder einer Wiederaufarbeitungsanlage zurückzuführen ist. Der Betrieb von dreizehn 350-t-Wiederaufarbeitungsanlagen würde zu einer strahlenbedingten Produktionsrate für diese Schadstoffe führen, die vergleichbar wäre mit der Produktion durch das natürliche Rn-222. Allein in der Bundesrepublik Deutschland ist die Jahresproduktion an Stickoxiden (berechnet als NO_2) durch fossile Kraftwerke, Fernheizwerke, Industrie, Haushalte und Verkehr um 3 Größenordnungen höher als die Produktionsrate durch die global vorhandene natürliche Rn-222-Aktivität.
3. Am Hauptbeaufschlagungspunkt der Abgasfahne der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe ist die natürliche Schadstoffproduktion für O_3 um sieben bis neun und für NO_2 um acht Größenordnungen höher als jene durch strahlenchemische Reaktionen des abgeleiteten Kr-85.

Zusammenfassend muß also festgestellt werden, daß nach den Ergebnissen der vorliegenden Berechnungen nicht der geringste Anlaß zu der Vermutung besteht, daß die radioaktiven Emissionen aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre in irgendeinem Zusammenhang mit der Schädigung der Wälder stehen könnten. Zu diesem Ergebnis kommt auch eine in der Schweiz durchgeführte Untersuchung /LOO 84/.

6 Literatur

- /BER 79/ Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer, Gemeinsames Ministerialblatt, G 3191 AX, A, 30, S. 369 vom 15.08.1979
- /BMI 82/ Zweiter Immissionsschutzbericht der Bundesregierung, Drucksache 9/1458 vom 12.03.1982, Sachgebiet 2129, S. 11
- /BMI 83/ Der Bundesminister des Innern, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1980
- /BMI 84/ Der Bundesminister des Innern, Umwelt, Informationen des BMI zur Umweltplanung und zum Umweltschutz, Nr. 103, S. 9 (1984)
- /BON 81/ H. Bonka, Mittlere Emissionsraten radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland, 14. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V., Lausanne, 30.09. - 02.10.1981, S. 37
- /BOW 79/ H.J.M. Bowen, "Environmental Chemistry of the Elements", Academic Press, London, 1979
- /BRE 30/ A.K. Brewer, J.W. Westhaver, J. Phys. Chem. 34, 1280 (1930)
- /DMI 67/ M.T. Dmitriev, O.P. Yurasova, BNL-Tr-160 (1967)
- /DMI 68/ M.T. Dmitriev, J. Appl. Chem. (USSR) 41 (1), 34 (1968)
- /GEI 81/ H. Geiß, K. Nester, P. Thomas, K.J. Vogt, "In der Bundesrepublik Deutschland experimentell ermittelte Ausbreitungssparameter für 100 m Emissionshöhe, Jül-1707, KfK-3095, Februar 1981
- /GHO 69/ J.A. Ghormley, C.J. Hochnadel, J.W. Boyle, J. Chem. Phys. 50, 419 (1969)
- /HAR 57/ P. Harteck, S. Dondes, J. Chem. Phys. 27, 546 (1957)
- /HAR 59/ P. Harteck, S. Dondes, J. Phys. Chem. 63, 956 (1959)
- /HAR 64/ P. Harteck, S. Dondes, Science 146, 30 (1964)
- /HAU 74/ H.O. Haug, Calculation and Compilation of Composition, Radioactivity, Thermal Power, Gamma and Neutron Release Rates of Fission Products and Actinides of Spent Power Reactor Fuels and Their Reprocessing Wastes, KfK-1945, April 1974
- /IAE 81/ IAEA: Tritium in some typical ecosystems
Technical Reports Series No. 207, Vienna 1981, S. 84-86

- /JAH 83/ Jahresbericht 1982 der Hauptabteilung Sicherheit, Hrsg.: H. Kiefer, W. Koelzer, L.A. König, KfK-3535, April 1983 (Beitrag von K.-G. Langguth, L.A. König, D. Papadopoulos, R. Schartz), S. 157
- /JAH 84/ Jahresbericht 1983 der Hauptabteilung Sicherheit, Hrsg.: H. Kiefer, W. Koelzer, L.A. König, KfK-3663, April 1984 (Beitrag von M. Urban, S. Heitz), S. 199
- /JOH 64/ G.R.A. Johnson, J.M. Warman, Disc. Faraday Soc. 37, 87 (1964)
- /KIR 60/ J.F. Kircher, J.S. McNulty, J.L. McFarling, A. Levy, Rad. Res. 13, 452 (1960)
- /KRÜ 25/ K. Krüger, O. Utesch, Ann. Phys. 78, 113 (1925)
- /KRÜ 36/ F. Krüger, C. Zickermann, Z. Phys. 99, 428 (1936)
- /KUE 82/ Jahresberichte der KUER (Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) und Zusammenfassung: 25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz, 1982
- /LED 78/ Table of Isotopes, Edited by C.M. Lederer, V.S. Shirley, Seventh Edition, John Wiley & Sons, New York, 1978
- /LIN 29/ S.C. Lind, D.C. Bardwell, J. Am. Chem. Soc. 51, 2754 (1929)
- /LIN 61/ S.C. Lind, "Radiation Chemistry of Gases", Reinhold Publishing Cor., New York (1961)
- /LOO 84/ H.H. Loosli, Haben künstlich erzeugte Radionuklide wie Kr-85, C-14 und H-3 mit der Luftionisation, mit dem sauren Regen und dem Waldsterben etwas zu tun?, SVA-Bulletin Nr. 3/1984, S. 21
- /LUY 83/ Commission of the European Communities, F. Luykx, G. Fraser, Radioactive Effluents from Nuclear Power Stations and Nuclear Fuel Reprocessing Plants in the European Community, Discharge data 1976/1980, March 1983
- /NEW 50/ A.S. Newton, UCRL-1062 (1950)
- /OLI 25/ J.D'Olieslager, Bull. Sci. Acad. Roy. Belg. 11, 711 (1925)
- /RAT 83/ Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Waldschäden und Luftverunreinigungen, Sondergutachten, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart und Mainz, S. 19, März 1983
- /REF 74/ ICRP-Publication No. 23, "Report of the Task Group on Reference Man", Pergamon Press, Oxford, 1975

- /RUS 59/ A. Russell Jones, Ra. Res. 10, 655 (1959)
- /SCH 65/ "Schlag nach!", Bibliographisches Institut, Mannheim, 8. Auflage, 1965
- /SEA 68/ J.T. Sears, J.W. Sutherland, J. Phys. Chem. 72, 1166 (1968)
- /SEE 81/ Karlsruher Nuklidkarte, W. Seelmann-Eggebert, G. Pfennig, H. Münzel, H. Klewe-Nebenius, Gersbach und Sohn Verlag, 5. Auflage, 1981
- /SIT 76/ A. Sittkus, H. Stockburger, Krypton-85 als Indikator des Kernbrennstoffverbrauchs, Die Naturwissenschaften 63, S. 266, 1976
- /SPA 71/ A.H. Sparrow, S.S. Schwemmer, P.J. Bottino, The Effects of External Gamma-Radiation from Radioactive Fallout on Plants with Special Reference to Production, Radiation Botany 11, Pergamon Press, S. 85, 1971
- /STA 82/ Statistisches Bundesamt, Statistisches Jahrbuch 1982 für die Bundesrepublik Deutschland, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart und Mainz, S. 282, 1982
- /SUZ 79/ N. Suzuki, K. Nishimura, O. Tokunaya, M. Washino J. Nuclear Sci. and Technology 16, 278 (1979)
- /UNS 77/ Sources and Effects of Ionizing Radiation: Sources and biological effects, United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1977, Report to the General Assembly with Annexes, S. 36
- /UNS 82/ Sources and Effects of Ionizing Radiation: Sources and biological effects, United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982, Report to the General Assembly with Annexes, S. 89
- /WEI 83/ W. Weiss, A. Sittkus, H. Stockburger, H. Sartorius, Large Scale Atmospheric Mixing derived from Meridional Profiles of Krypton-85, J.G.R. 88, C 13, S. 8574, 1983
- /WIL 70/1/ C. Willis, A.W. Boyd, M.J. Young, Can. J. Chem. 48, 1515 (1970)
- /WIL 70/2/ C. Willis, A.W. Boyd, M.J. Young, D.A. Armstrong, Can. J. Chem. 48, 1505 (1970)