

## Übersichtsbeiträge

Expositionsabschätzung mittels  
Modellrechnungen\*Orale Belastung des Menschen durch PAK über Trinkwasser  
und andere Quellen<sup>1</sup>Wolfgang Ihme, <sup>2</sup>H.-Erich Wichmann<sup>1</sup> Dames & Moore, Höchster Straße 92, D-65831 Liederbach<sup>2</sup> GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Institut für Epidemiologie, Ingolstädter Landstraße 1, D-85764 Oberschleißheim

## Zusammenfassung

Mittels Modellrechnungen wird die Belastung des Menschen durch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) anhand der Leitsubstanz Benzo(a)pyren (BaP) über den täglichen Flüssigkeitskonsum, also vor allem durch die Aufnahme von Getränken, Suppen, u.a., abgeschätzt. Desweiteren werden die Beiträge zur oralen Exposition durch Verzehr von fester Nahrung und durch Boden- und Staubingestion bewertet. Dabei werden typische Hintergrundbedingungen in Deutschland (Ballungsgebiete Nordrhein-Westfalens) zugrundegelegt. Eine Reihe weiterer Szenarien dient dazu, den Einfluß erhöhter PAK-Konzentrationen in der täglich aufgenommenen Flüssigkeit zu untersuchen. Es zeigt sich, daß die Exposition durch Getränke etc. diejenige durch feste Nahrungsanteile nur unter besonderen Bedingungen erreichen oder übersteigen kann. Der Anteil durch Flüssigkeit an der gesamten nahrungsverursachten lebenslangen BaP- bzw. PAK-Belastung liegt etwa bei 4 %. Er steigt bei Erreichen des niederländischen Interventionswertes für Grundwasser auf 56 % und erreicht bei Ausschöpfen des WHO-Leitwertes für Trinkwasser 90 %. Betrachtet man die Expositionssituation von Kleingärtnern in einer mit PAK belasteten Kleingartenanlage mit Hausbrunnen, zeigt sich, daß die höchste Belastung durch Gemüse verursacht wird, gefolgt von Hausstaub, Getränke zuletzt durch den Boden. Abschließend werden die Modellansätze auch zur Erfolgsabschätzung potentieller Sanierungsmaßnahmen hinsichtlich der Expositionsreduzierung eingesetzt. Neben Mittelwerten werden in dieser Arbeit mit Hilfe von Simulationsverfahren konservative Abschätzungen in Gestalt der 95 %-Werte der Exposition vorgenommen.

**Schlagwörter:** Risk Assessment; Risikoabschätzung; Expositionsabschätzung; Trinkwasserbelastung; Lebensmittelbelastung; Bodeningestion; Staubingestion; Krebsrisiko; polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PAK; Benzo(a)pyren; BaP; Probabilitik; Simulation; Kleingartenanlage, orale Exposition

## Abstract

**Exposure Assessment via Model Calculations and Simulations – Oral Human Exposure to PAH via Drinking Water and Other Sources**  
Human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) via daily liquid consumption (primarily through the intake of drinking water) is estimated using model calculations based on the indicator substance

benzo(a)pyrene. The additional contribution to oral exposure by a consumption of solid nutrients, and by soil and dust ingestion, are evaluated using typical background conditions in Germany (conurbations of North-Rhine-Westphalia). A series of further scenarios is then applied to examine the influence of elevated PAH concentrations in the daily intake of liquid. The degree of PAH exposure via liquid only equals or exceeds the exposure via the solid fraction of the diet under very specific conditions. The contribution via liquid consumption to a total lifelong exposure of both BAP and PAH caused by dietary intake may be estimated as approximately 4 %. It increases to 56 % under a level equivalent to the Dutch intervention value for groundwater and reaches 90 % under a level equivalent to the WHO guideline for drinking water. Considering occupants who live on PAH contaminated garden allotments with private wells, the highest degree of exposure is caused by vegetables followed by house dust, then liquid diet and finally by soil. Finally, the model approach is used for evaluating the success of potential remedial treatments with respect to exposure reduction. In addition to the application of average values, conservative estimates of exposure in terms of 95 % values are set out in this publication based on simulation methodologies.

**Keywords:** Risk assessment; estimation of exposition; drinking water pollution; food contamination; soil ingestion; dust ingestion; risk of cancer; polycyclic aromatic hydrocarbons; benzo(a)pyrene; BaP; simulation; garden allotments; oral exposures; probability

## 1 Einleitung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) umfassen mehrere hundert Einzelsubstanzen und sind in der Umwelt ubiquitär verbreitet. Sie entstehen durch Inkohlung von Biomasse und bei unvollständigen Verbrennungsprozessen (HENSCHLER, 1990), aber auch durch Stoffwechselfvorgänge in Pflanzen und Mikroorganismen (EDWARDS, 1983; CRÖßMANN, 1992a). Anthropogenen Entstehungsprozessen kommt heute die quantitativ größte Bedeutung zu. Die Löslichkeit der hochlipophilen PAK im Wasser ist

\* Die Methoden des Risk Assessment haben inzwischen in Deutschland und anderen Ländern deutlich mehr Akzeptanz und Anwendung erreicht, als dies bei Einreichung des Beitrags der Fall war.

gering. Benzo(a)pyren (BaP), welches üblicherweise als Indikatormittelsubstanz für die Gruppe der PAK herangezogen wird, ist in Wasser nahezu unlöslich (500 bis 600 ng/l laut IARC (1983); 1200 ng/l laut U.S.EPA (1984); 3800 ng/l laut ATSDR (1990)). Höhere BaP-Konzentrationen von 40 000 ng/l in Grundwasser oder 6 000 000 ng/l in Abwasser (CEC, 1984 und IARC, 1983) lassen sich nur durch Adsorption an Schwebstoffe erklären.

### 1.1 Vorkommen von PAK in Trinkwasser und anderen Medien

In Deutschland wird die Konzentration der PAK in Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe durch die Trinkwasserverordnung (BMJ, 1990) limitiert. Hiernach darf die Summenkonzentration von Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren den Grenzwert von 200 ng/l nicht überschreiten. Dieser Grenzwert entspricht zugleich der EG-Richtlinie 80/778 EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (EG, 1980). Die genannten 6 PAK werden dabei vor allem aufgrund ihrer niedrigen Nachweisgrenze und nicht wegen ihrer toxischen Eigenschaften als Verunreinigungsindikatoren herangezogen. Bei 5975 Trinkwasseranalysen ab Wasserwerk in Deutschland lag 1988/89 die Summenkonzentration dieser 6 PAK bei 89 % der Proben unterhalb der Nachweisgrenze von 5 ng/l und bei 98 % unter 40 ng/l (DIETER, 1994). Für die Konzentration von BaP schlägt die Weltgesundheitsorganisation einen Leitwert von 700 ng/l vor. Diese Konzentration entspricht bei einem täglichen Wasserkonsum von 2 Litern etwa einem zusätzlichen lebenslangen Krebsrisiko durch BaP von  $10^{-5}$ , also einem Fall auf 100 000 theoretisch exponierte Personen (WHO, 1993). Für die Konzentration von Benzo(a)pyren im Trinkwasser nennen BROCKHAUS und DEHNEN (1989) unter Bezug auf ältere Messungen Werte zwischen 0.5 bis 9 ng/l. In diesem Bereich liegen auch die Werte von VERSCHUEREN (1983) oder der CEC (1984). Nach Schätzungen des Länderausschusses für Immissionsschutz beträgt die Trinkwasserkonzentration etwa 2 ng BaP/l (LAI, 1992). Analysen von SCHÖSSNER et al. (1983) deuten auf noch geringere Werte im Trinkwasser hin. Von 9 Proben lag bei ihnen der Maximalwert bei 0.2 ng/l. Für Grundwasser und Regenwasser finden sich Angaben von 1 bis 10 ng BaP/l bzw. 4 bis 80 ng BaP/l (BROCKHAUS und DEHNEN, 1989). Konzentrationsangaben zum BaP-Gehalt in Regenwasser liegen laut WÖDICH et al. (1976) zwischen 2.2 und 7.3 ng/l. In belasteten Gewässern finden SCHÖSSNER und Koautoren zwischen 2.1 und 20.5 ng/l. Für kontaminiertes Grundwasser in den Niederlanden werden 1000 ng BaP/l berichtet (LUIJTEN und PIET, Manuskript). Andere Angaben hierfür reichen sogar bis zu 40 000 ng/l (CEC, 1984). Als Vergleich sei erwähnt, daß die mittlere BaP-Konzentration in der gesamten Nahrung (einschließlich aller flüssigen Anteile) ca. 50 ng/kg beträgt. Hierbei entfallen die höchsten Konzentrationswerte auf die Lebensmittelgruppen 'Öle und Fette', 'Fisch', 'Wurzelgemüse' sowie 'Getreideprodukte', wobei der letztgenannten Gruppe aufgrund der großen Aufnahmemenge die größte Bedeutung zukommt (DE VOS et al., 1990). Der Ge-

halt im Boden dichtbesiedelter Gebiete Nordrhein-Westfalens liegt im Mittel bei 940 000 ng/kg (KÖNIG, 1991). Diese Angaben für Nahrung und Boden sind Ergebnis umfangreicher Literaturstudien (IHME, 1994). **Tabelle 1** zeigt Konzentrationen für Nahrung und Wasser.

Tabelle 1: Benzo(a)pyren und andere PAK in fester Nahrung, Getränken und Wasser

| Medium                                  | BaP-Konzentration<br>Mw./Min. – Max.     | PAK(1)-Konzentration<br>Mw./Min. – Max. |
|---|--|---|
| FESTE NAHRUNG <sup>2)</sup> [µg/kg] :   |  |   |
| Wurzelgemüse                            | 0.1/0.02–1.3                             | 1.0/0.2–4.2                             |
| Früchte                                 | 0.04/0.04–0.1                            | 1.3/0.5–4.1                             |
| Getreideprodukte                        | 0.2/0.1–0.8                              | 2.2/1.4–7.3                             |
| Fleisch <sup>3)</sup>                   | 0.1/0.02–0.6                             | 1.0/0.3–4.2                             |
| Fisch                                   | 0.2/0.03–1.4                             | 1.6/0.4–8.4                             |
| Fette und Öle                           | 1.0/0.2–7.8                              | 5.2/0.9–20.7                            |
| BRD Fleisch <sup>4)</sup>               | 1.0                                      |   |
| GETRÄNKE [ng/l] = [ng/kg] :             |  |   |
| Getränke und<br>Trinkwasser             | < 4 <sup>5)</sup>                        |   |
| Milch                                   | 0.01 <sup>6)</sup>                       |   |
| Kaffee (Aufguß)                         | 2–7 <sup>7)</sup>                        |   |
| Tee (Aufguß)                            | < 30 <sup>8)</sup>                       |   |
| WASSER [ng/l] = [ng/kg] :               |  |   |
| Trinkwasser                             | 0.0 <sup>9)</sup> – < 70 <sup>10)</sup>  | 0.0 <sup>11)</sup> – 230 <sup>11)</sup> |
| Grundwasser                             | 0.1 <sup>12)</sup> – 10 <sup>13)</sup>   |   |
| Grundwasser,<br>belastet                | 10 <sup>13)</sup> – 40000 <sup>12)</sup> |   |
| Oberflächenwasser                       | 0.3 <sup>14)</sup> – 690 <sup>15)</sup>  |   |
| Regenwasser                             | 2 <sup>14)</sup> – 80 <sup>13)</sup>     |   |
| Trinkw <sup>16)</sup>                   |  | 200                                     |
| WHO-Leitwert <sup>17)</sup>             | 700                                      |   |
| EG-Richtlinie <sup>18)</sup>            |  | 200                                     |
| IV 'Hollandliste'<br>Gw. <sup>19)</sup> | 50                                       |   |

Max. Maximum

Min. Minimum

Mw. arithmetischer Mittelwert

- 1) umfaßt die Summe der Einzelkonzentrationen von Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren
- 2) berechnet nach Angaben von DENNIS et al. (1983), SLOOFF et al. (1989) und DE VOS et al. (1990)
- 3) enthält auch Geflügelprodukte
- 4) BMJ (1982)
- 5) laut DE VOS et al. (1988)
- 6) laut GRIMMER et al. (1984)
- 7) laut HIRSCHENHUBER und STUJVE (1987)
- 8) laut VAESSEN et al. (1984)
- 9) laut SCHÖSSNER et al. (1983); gemessen ab Zapfhahn
- 10) laut Chemische Landesuntersuchungsanstalt Offenburg; gemessen ab Zapfhahn
- 11) laut DIETER (1994), gemessen ab Wasserwerk
- 12) laut CEC (1984)
- 13) laut BROCKHAUS und DEHNEN (1989)
- 14) laut WÖDICH et al. (1976)
- 15) laut SCHRENK (1986)
- 16) BMJ (1990)
- 17) WHO (1993)
- 18) EG (1980)
- 19) Intervention Value der 'Hollandliste' für BaP in Grundwasser gemäß VROM (1994)

## 1.2 Aufnahme und Wirkung von PAK

Bei PAK kann von der vollständigen Resorption auf oralem Wege und einer guten Resorption auf inhalativem und dermalealem Wege ausgegangen werden. Entsprechende Resorptionskoeffizienten werden für BaP mit 100 %, 20 % und 40 % geschätzt (IHME, 1994). Durch die Adsorption an Bodenpartikel ist mit einer Herabsetzung der dermalen Resorption auf 10 % gegenüber der reinen Substanz zu rechnen. Als nicht karzinogene Wirkungen der PAK werden z.B. Reizungen von Haut und Schleimhäuten, akute hämolytische Anämien und Leberschäden beschrieben (SLOOFF et al., 1989). Oft treten derartige Wirkungen erst bei Dosen auf, bei denen bereits karzinogene Effekte zu beobachten sind. Insbesondere viele PAK mit 4 und mehr Kernen, wie etwa BaP, besitzen ein kanzerogenes Potential. Im Tierversuch werden z.B. bei oraler Zufuhr von Benzo(a)pyren, Benz(a)anthrazen und Dibenz(a,h)anthrazen Tumoren des Magen-Darmtraktes und anderer Organe, wie etwa der Lunge und der Haut, gefunden. Epidemiologische Studien belegen die Verursachung von Tumoren der Luftwege und des Verdauungstraktes (IARC, 1983; U.S.EPA, 1984; SLOOFF et al., 1989; ATSDR, 1990). Unter Heranziehung von Unit Risk-Schätzungen der niederländischen Umwelt- und Gesundheitsbehörde sowie der Weltgesundheitsorganisation ist von einer deutlich höheren karzinogenen Wirkung von BaP und PAK auf inhalativem gegenüber oralem Wege auszugehen (näheres siehe WICHMANN et al., 1993). Beim BaP wird die Karzinogenität hauptsächlich auf das beim Stoffwechsel gebildete 7,8-Diol-9,10-Epoxid zurückgeführt, welches durch seine Bindung an DNA mutagen wirkt.

Die nachfolgend dargestellte Belastungssituation macht deutlich, daß die gesundheitliche Gefährdung durch die PAK-Aufnahme über Trinkwasser in der Regel gegenüber derjenigen durch andere orale Zufuhrmedien in den Hintergrund tritt. In besonderen Einzelsituationen sind jedoch erhöhte Risiken möglich. Hierfür werden im folgenden Beispiele gegeben.

## 2 Material und Methoden

Zur Beurteilung gesundheitlicher Risiken durch erhöhte PAK-Belastungen von Getränken etc. wird im folgenden ein Modell angewendet, welches mit Methoden des Health Risk Assessment eine situationsspezifische Beurteilung von Belastungsszenarien ermöglicht.

Das bei IHME (1994) ausführlich beschriebene und bei IHME et al. (1992) sowie bei WICHMANN et al. (1993) angewendete Modell ermöglicht eine Quantifizierung der Exposition gegenüber einem Schadstoff unter Hintergrundbedingungen oder spezifischen Einzelfallsituationen. Optional können im ersten Fall bis zu 9 und im zweiten bis zu 25 Expositionspfade betrachtet werden. Diese Pfade charakterisieren den Schadstofftransfer ausgehend von bestimmten Quellmedien bis zum Menschen. Für jeden Pfad wird die mögliche Exposition des Menschen (eine äußere oder innere Dosisrate in  $\text{ng}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ) quantitativ beschrieben. Den Empfehlungen der amerikanischen Umweltbehörde und

der kalifornischen Gesundheitsbehörde hinsichtlich einer stärker differenzierenden Betrachtungsweise folgend (U.S.EPA, 1989; CDHS, 1990) werden derartige Expositionen bei jedem Pfad für 7 verschiedene Altersgruppen ermittelt. Daher unterscheiden sich diejenigen Modellparameter, die altersspezifisch sind, zwischen den Altersgruppen 0 - < 1 Jahr, 1 - < 4, 4 - < 7, 7 - < 10, 10 - < 15, 15 - < 20 und 20 - < 75 Jahre. Die Schadstoffexposition innerhalb eines bestimmten Altersabschnitts und über einen beliebigen der 9 bzw. 25 Expositionspfade läßt sich mit dem folgenden Term in allgemeiner Weise beschreiben:

$$E_n = \frac{A_n \cdot t_n}{KG_n \cdot T_n} \cdot TF \cdot C(Q)$$

wobei:

- A – durchschnittliche Aufnahmerate im Zeitraum t (z.B. in  $\text{kg}/\text{d}$ )
- C(Q) – durchschnittliche Konzentration des Stoffes im Quellmedium (z.B. in  $\text{mg}/\text{kg}$ )
- KG – durchschnittliches Körpergewicht [kg]
- n – Index für die jeweilige Altersgruppe mit n = 1 bis 7
- T – der gesamte betrachtete Zeitraum
- t – der Zeitraum innerhalb des betrachteten Zeitraums T, in welchem eine Exposition stattfindet (z.B. in d)
- TF – Faktor für Transferprozesse von Quell- bis Zufuhrmedium (dimensionslos)

Die lebenslang durchschnittliche Exposition ergibt sich durch die gewichtete Summation der 7 Expositionsanteile  $E_n$ . Die Addition der Expositionen über einzelne Pfade führt zur Belastung über den gesamten oralen Aufnahmeweg.

Während die Konkretisierung obiger Gleichung beispielsweise auf den Pfad, Getränke etc. – Mensch', also die orale Flüssigkeitsaufnahme, relativ einfach ist, gehen bei der Bestimmung der Exposition durch Boden ingestion weitere Parameter ein oder sind bei Belastung durch Verzehr selbstangebauter Vegetabilien Transferprozesse vom Boden und der Luft in die Pflanzen berücksichtigt (vgl. die Parameter in → Tabelle 2 und 3a) bzw. die detaillierteren Darstellungen in IHME (1994)).

Die toxikologische Bewertung der Exposition geschieht bei der Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe durch Abschätzung ihres karzinogenen Risikos P. Zu diesem Zweck ist die äußere lebenslang durchschnittliche orale Exposition  $E_{\text{ex}}(o)$  von BaP (als Indikatorschadstoff) mit dem entsprechenden Potency Factor PF zu multiplizieren. Hieraus erhält man das zusätzliche lebenslange Krebsrisiko durch orale BaP-Exposition. Der Potency Factor ist definiert als das zusätzliche lebenslange Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition gegenüber einer Schadstoffdosis von 1  $\text{mg}/\text{kg}$  Körpergewicht pro Tag (U.S.EPA, 1986; WHO, 1987). Der Potency Factor für BaP wird – der niederländischen Gesundheits- und Umweltbehörde folgend – als  $0.05 [\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]^{-1}$  angenommen (SLOOFF et al., 1989). Nach den genannten Autoren beträgt das Risiko durch alle PAK das 10fache des Risikos durch BaP allein.

Um auch die Risiken für stärker gefährdete Bevölkerungsanteile abzuschätzen, ist die Betrachtung der mittleren Exposition nicht ausreichend. Vielmehr ist eine Abschätzung der

Tabelle 2: Stoffunspezifische Modellparameter, die bei Berechnung der oralen BaP-Belastung in dieser Arbeit verwendet werden

| Altersgruppe n = 1-7<br>Altersbereich [Lebensjahre]      | n = 1<br>0-<1 | n = 2<br>1-<4 | n = 3<br>4-<7 | n = 4<br>7-<10 | n = 5<br>10-<15 | n = 5<br>15-<20 | n = 7<br>20-<75 | lebenslang |
|--|---------------|---------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------|
| Körpergewicht KG [kg]                                    | 9.0           | 13.2          | 19.7          | 27.9           | 45.5            | 63.2            | 71.8            | 62.5       |
| Aufnahme Nahrung, gesamt A(N,ges) [kg/d]                 | 1.14          | 1.37          | 1.54          | 1.72           | 2.06            | 2.54            | 2.77            | 2.54       |
| Aufnahme Nahrung, fest A(N,fest) [kg/d]                  | 0.45          | 0.48          | 0.61          | 0.74           | 0.91            | 1.04            | 1.01            | 0.95       |
| Aufnahme Getränke etc. A(N,fl) [l/d]                     | 0.69          | 0.89          | 0.93          | 0.98           | 1.15            | 1.50            | 1.76            | 1.59       |
| Aufnahme Gemüse A(Gem) [kg/d]                            | 0.06          | 0.07          | 0.08          | 0.10           | 0.13            | 0.15            | 0.17            | 0.15       |
| Ertrag Gemüse ER(Gem) [kg/m <sup>2</sup> ]               | 3.0           | 3.0           | 3.0           | 3.0            | 3.0             | 3.0             | 3.0             | 3.0        |
| Adhäsionsfraktion f <sub>a</sub> dimensionslos           | 0.02          | 0.02          | 0.02          | 0.02           | 0.02            | 0.02            | 0.02            | 0.02       |
| Interzeptionsfraktion f <sub>i</sub> (Gem) dimensionslos | 0.05          | 0.05          | 0.05          | 0.05           | 0.05            | 0.05            | 0.05            | 0.05       |
| jährliche Niederschlagsmenge Ns [mm/a]                   | 1000          | 1000          | 1000          | 1000           | 1000            | 1000            | 1000            | 1000       |
| Expositionszeit Gemüse t(Gem) [a]                        | 0.274         | 0.274         | 0.274         | 0.274          | 0.274           | 0.274           | 0.274           | 0.274      |
| Aufnahme Boden/Staub A(B/S) [mg/d]                       | 120           | 240           | 180           | 130            | 80              | 50              | 50              | 69         |
| Zeit außen t(au) [h/d]                                   | 1.0           | 2.0           | 3.0           | 3.0            | 3.0             | 3.0             | 3.0             | 2.9        |
| Zeit innen t(in) [h/d]                                   | 23.0          | 22.0          | 21.0          | 21.0           | 21.0            | 21.0            | 21.0            | 21.2       |
| Zeit innen, schlafend t(in,sl) [h/d]                     | 14.0          | 12.0          | 11.0          | 10.5           | 10.0            | 8.5             | 7.0             | 7.9        |
| Zeit innen, wach t(in,wa) [h/d]                          | 9.0           | 10.0          | 10.0          | 10.5           | 11.0            | 12.5            | 14.0            | 13.2       |
| aktive Zeit t(au)+t(in,wa) [h/d]                         | 10.0          | 12.0          | 13.0          | 13.5           | 14.0            | 15.5            | 17.0            | 16.1       |
| Aufn. Boden/Staub in aktiver Zeit [mg/h]                 | 12.0          | 20.0          | 13.8          | 9.6            | 5.7             | 3.2             | 2.9             | 4.7        |
| Klimafaktor t(k) dimensionslos                           | 0.75          | 0.75          | 0.75          | 0.75           | 0.75            | 0.75            | 0.75            | 0.75       |

lebenslang – lebenslanger Durchschnitt

Tabelle 3a: Benzo(a)pyren-spezifische Modellparameter, die bei Berechnung der oralen BaP-Belastung in dieser Arbeit verwendet werden<sup>1)</sup>

|  |        |
|--|--------|
| Konz. BaP Nahrung, fest C(N,fest) [ng/kg]              | 130    |
| Konz. BaP Getränke etc. C(N,fl) [[ng/l]                | 3.2    |
| Biokonz.fakt. BaP Gemüse BKF(Gem) dim.los              | 0.0007 |
| Konz. BaP Luft C(L) [ng/m <sup>3</sup> ]               | 2.18   |
| Auswaschkoeffizient ak dimensionslos                   | 100000 |
| Depositionsrate trocken DR(tr) [m/d]                   | 864    |
| Depositionsfluß feucht DF(tr) [mg/(m <sup>2</sup> .a)] | 218    |
| Depositionsfluß trocken DF(f) [mg/(m <sup>2</sup> .a)] | 687    |
| Verlustkoeffizient vk [1/a]                            | 126.5  |
| Konz. BaP Boden, außen C(B,au) [mg/kg]                 | 940    |
| Penetration Boden p(B,au/in) dimensionslos             | 0.45   |
| Konz. BaP Hausstaub, innen C(S,in) [mg/kg]             | 423    |

<sup>1)</sup> Konzentrationsangaben in dieser Tabelle beziehen sich auf Hintergrundverhältnisse wie im Text definiert

Expositionsverteilung in der Bevölkerung erforderlich. Hierzu werden Simulationstechniken wie die Monte Carlo- oder die Latin Hypercube-Methode (MCKONE und RYAN, 1989; MAY et al., 1990; LIN, 1994) benutzt. Grundlage für diese Methoden sind Wahrscheinlichkeitsverteilungen der einzelnen Parameter. Bei der hier verwendeten Methode der Latin Hypercube-Simulation werden diese in gleich große Klassen unterteilt. Nach Vorgabe von Lage- und Streu-

ungsparametern und ggfs. von Annahmen über Korrelationen zwischen Parametern werden zufällig Simulationswerte ausgewählt und ebenfalls zufällig mit anderen Werten entsprechend den Modellalgorithmen verknüpft. Die Anzahl der Klassen einer Verteilung wird durch die Anzahl der Simulationsläufe (Iterationen) festgelegt. Im Gegensatz zur Monte Carlo-Technik sind die durch die rechnerische Verknüpfung erhaltenen Verteilungen der Ergebnisse bereits nach relativ wenigen Iterationen (wenige 100) stabil. Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse der 95 %-Werte sind das Resultat von jeweils 5000 Simulationsläufen.

Im einzelnen werden folgende Verteilungen zugrundegelegt (vgl. → *Tabelle 3b*): Unter Hintergrundbedingungen wird für die BaP-Konzentration in fester Nahrung eine Lognormalverteilung mit dem Erwartungswert von 130 ng/kg und dem 99.99 %-Wert von 603 ng/kg benutzt (letzterer Wert wurde als höchster Meßwert aus verschiedenen Verzehrstudien abgeleitet). Für die Konzentration in Getränken etc. wird aufgrund der Daten im Trinkwasser von SCHÖSSNER et al. (1983), CEC (1984) sowie BROCKHAUS und DEHNEN (1989) eine Dreiecksverteilung mit Minimum 0, häufigstem Wert 0.5 und Maximum 9 ng BaP/l verwendet.

Die aus solchen Modellrechnungen resultierenden Ergebnisse sind ungefähre Abschätzungen. Die aufgeführten Nachkommastellen sind durch den Rechengang bedingt und erlauben zwar dessen Überprüfung, haben aber keine inhaltliche Bedeutung. Es ist weiterhin zu beachten, daß bei den 95. Perzentilwerten grundsätzlich keine Additivität besteht.

Tabelle 3b: Verteilungsannahmen bei den Simulationsrechnungen

| Parameter   | Verteilungstyp | Mittelwert | 95. Perzentilwert <sup>2)</sup> |
|---|----------------|------------|---------------------------------|
| Aufnahme Nahrung, fest <sup>1)</sup> A(N,fest) [kg/d] | Lörnornal      | 0.95       | 1.69                            |
| Aufnahme Getränke etc. <sup>1)</sup> A(N,fl) [l/d]    | Dreieck        | 1.59       | 2.88                            |
| Konz. BaP Nahrung, fest C(N,fest) [ng/kg]             | Lognormal      | 130        | 243                             |
| Konz. BaP Getränke etc. C(N,fl) [[ng/l]               | Lognormal      | 3.2        | 7.0                             |

<sup>1)</sup> lebenslanger Durchschnitt

<sup>2)</sup> simuliert

### 3 Ergebnisse

Im folgenden wird einleitend die Hintergrundbelastung durch BaP, wie sie unter großstädtischen Bedingungen in Nordrhein-Westfalen besteht, beurteilt. Danach werden Szenarien gegenübergestellt, die von unterschiedlichen BaP-Konzentrationen im Trinkwasser bzw. der gesamten flüssigen Nahrung ausgehen. Anschließend soll die Expositionssituation durch Brunnenwasserkontamination in einer mit PAK belasteten Kleingartenanlage im Zusammenhang mit den dort evtl. zusätzlich relevanten Belastungspfaden beleuchtet werden. Dabei wird auch untersucht, wie sich bestimmte Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen auf die Belastung der Kleingartenutzer auswirken.

#### 3.1 Die Hintergrundbelastung durch BaP

Für typische Verhältnisse in dichtbesiedelten Gebieten Nordrhein-Westfalens berechnet sich eine mittlere Bodenkonzentration von 940 mg BaP/kg (Garten, 20–30 cm Tiefe) (KÖNIG, 1991) sowie eine Luftkonzentration von im Mittel 2.18 ng BaP/m<sup>3</sup> (unter Auswertung von LIS (1989)). Die Literaturübersicht ergibt eine mittlere BaP-Konzentration in der gesamten üblicherweise verzehrten Nahrung von 50 ng/kg (IHME, 1994). Unter der Annahme eines Anteils von 1.01 kg fester Nahrung an der Gesamtnahrung des Erwachsenen von 2.77 kg pro Tag (WVC, 1988) und unter Vernachlässigung der üblicherweise deutlich geringeren BaP-Menge im flüssigen Nahrungsanteil läßt sich die BaP-Konzentration in dem festen Nahrungsanteil auf etwa 130 ng/kg abschätzen. Da, wie zuvor dargestellt, die übliche Konzentration an BaP in Getränken etc. bei wenigen Nanogramm pro Liter oder sogar darunter liegt, führt diese Abschätzung der BaP-Konzentration in der festen Nahrung allenfalls zu einer leichten Überschätzung. Weitere Parameter, die zur Expositionsabschätzung benötigt werden sowie ihre Verteilungen, sind in **Tabelle 2, 3a)** und **3b)** dargestellt.

Die Gruppe der flüssigen Nahrungsmittel (Getränke etc.) umfaßt – der niederländischen Verzehrsstudie (WVC, 1988) folgend – neben alkoholischen und nicht-alkoholischen Getränken (incl. Milch) auch Suppen. Es ergibt sich bei Zugrundelegung der Daten dieser Untersuchung beispielsweise für Kinder von 1 – < 4 Jahren eine tägliche Aufnahme von 0.89 l und für Erwachsene von 1.76 l.

Der Wert für Erwachsene liegt in dem von der amerikanischen Umweltbehörde für den mittleren Flüssigkeitsbedarf dieser Altersgruppe genannten Bereich von 1.6 bis 2.0 l pro Tag (U.S.EPA, 1990). Der gleichen Arbeit zufolge beträgt

die mittlere Trinkwasseraufnahme etwa 1.4 l pro Tag. Diese Abschätzung leidet allerdings unter dem Umstand, daß die hier berücksichtigten Studien unterschiedliche Abgrenzungen des Begriffes Trinkwasser verwenden. Für Trinkwasser und wasserhaltige Getränke zusammen ergibt sich eine Aufnahme von 0.4 bis 2.2 l pro Tag (ICRP, 1981). GILLIES und PAULIN (1983) gehen von einer mittleren Aufnahme von Trinkwasser von 1.256 l/d bei einer Streubreite von 0.28 bis 2.8 l/d aus. Der Konsum von nicht-alkoholischen Getränken und Suppen beläuft sich der niederländischen Verzehrsstudie zufolge auf im Mittel 1.13 l pro Tag (WVC, 1988). Laut ICRP (1981) beträgt die tägliche Aufnahme von Leitungswasser beim Erwachsenen zwischen 0.045 und 0.73 l. Den Daten der U.S.EPA folgend ist der obere Wert eher als Mittelwert anzusehen. (U.S.EPA, 1990). Für Kinder (5 bis 14 Jahre) wird in ICRP eine mittlere Leitungswasseraufnahme von ca. 0.2 l zitiert. Der Verbrauch von nicht-alkoholischen Getränken und von Suppen läßt sich gemäß WVC (1988) bei 1- bis 4-jährigen Kindern mit im Mittel 0.38 l pro Tag angeben.

Die aufgeführten Werte zeigen, daß die Standardannahme einer täglichen Trinkwasseraufnahme von 1 l für Kinder bzw. 2 l für Erwachsene (RSU, 1987; LAGA, 1991). unter normalen Bedingungen eine eher konservative Abschätzung darstellt. Die „2l-Hypothese“ für den Bedarf des Erwachsenen ist historisch auf die Abschätzung von Trinkwasserrationen amerikanischer Soldaten im Feld zurückzuführen (U.S.EPA, 1990). Im weiteren werden die oben zitierten mittleren Flüssigkeitsaufnahmeleistungen laut WVC (1988) zur Abschätzung der BaP/PAK-Belastung herangezogen. Da ein Großteil der Getränke etc. aus Trinkwasser hergestellt wird, ist die Zuordnung der BaP-Konzentration in Trinkwasser als pragmatische Vorgehensweise anzusehen. Es wird von einer lognormalen Wahrscheinlichkeitsverteilung der Aufnahme von Getränken etc. ausgegangen, bei der die 95 %-Werte doppelt so hoch wie die arithmetischen Mittel sind (WHO, 1985; LINDSAY, 1986). In entsprechender Weise wird auch die Verteilung der Aufnahme fester Nahrung ermittelt. **Tabelle 4** gibt für die Altersgruppe der Kinder und der Erwachsenen sowie den lebenslangen Durchschnitt die im weiteren zugrundegelegten Aufnahmedaten wieder.

Die Resultate der Modellberechnungen sind in **Tabelle 5** für 3 der 7 Altersgruppen zusammengestellt. Im lebenslangen Durchschnitt macht die Exposition durch die gesamte Nahrung mit 2.32 ng/(kg · d) den bedeutendsten Teil der gesamten oralen Belastung aus (70 %). Aufgrund hoher In-

gestionsraten übersteigt in der Kindheit jedoch die Belastung durch Boden- und Staubingestion mit 8.55 ng/(kg · d) die nahrungsbedingte BaP-Belastung in Höhe von 4.94 ng/(kg · d). Mit zunehmendem Alter nehmen alle Expositionen deutlich ab, vor allem weil das Körpergewicht der Personen zunimmt. Bei der Boden- bzw. Staubingestion wirkt der Rückgang der Aufnahmerate zusätzlich in dieser Richtung. Aufgrund der im Haus längeren Aufenthaltszeiten und trotz der niedrigeren BaP-Konzentration im Hausstaub ist die Expositionen durch Staubingestion in den einzelnen Altersstufen bis zu 3mal höher als durch Bodeningestion außen.

Tabelle 4: Die Aufnahmerate für feste Nahrung und Getränke etc.

| Quellmedium   | Aufnahmerate [kg/d] im Alter von |      |              |      |            |      |
|---------------|----------------------------------|------|--------------|------|------------|------|
|               | 1 – < 4 J.                       |      | 20 – < 75 J. |      | lebenslang |      |
|               | Mw.                              | 95 % | Mw.          | 95 % | Mw.        | 95 % |
| feste Nahrung | 0.48                             | 0.96 | 1.01         | 2.02 | 0.95       | 1.69 |
| Getränke etc. | 0.89                             | 1.78 | 1.76         | 3.52 | 1.59       | 2.88 |
| Nahr., gesamt | 1.37                             | 2.74 | 2.77         | 5.54 | 2.54       | 4.60 |

lebenslang – lebenslanger Durchschnitt; Mw. – arithmetischer Mittelwert; 95 % – 95. Perzentil

### 3.2 Szenarien mit unterschiedlichen BaP-Konzentrationen im Trinkwasser und anderen Flüssigkeiten

Um der Frage nachzugehen, welche Bedeutung der Belastung durch BaP und PAK im Trinkwasser und der übrigen flüssigen Nahrung zukommt oder in ungünstigen Einzelfällen zukommen kann, werden 4 Szenarien (A bis D) gegenübergestellt (→ Tabelle 6 und Abb. 1).

1. In Szenario A werden Hintergrundbedingungen betrachtet. Tabelle 5 bzw. Tabelle 6 zeigen, daß bei der lebenslangen Exposition durch die typische Nahrung in Höhe von 2.32 ng BaP/kg nur 0.09 ng/(kg · d) durch die Zufuhr über Getränke etc. erfolgt. In allen Altersstufen beträgt der Beitrag durch feste Anteile zur nahrungsbedingten Exposition ca. 96 %. Die Simulationsergebnisse zeigen, daß 5 % der Bevölkerung lebenslang einer größeren BaP-Menge durch die gesamte Nahrung als 5.16 ng/(kg · d) ausgesetzt sind. Im Kindesalter liegt der 95 %-Wert bei 11.81 ng/(kg · d). Das Verhältnis von 95. Perzentil zu arithmetischem Mittelwert der BaP-Exposition durch Getränke etc. kann je nach Altersstufe bis zum Faktor 3 reichen. Eine grafische Darstellung der le-

Tabelle 5: Die orale BaP-Exposition unter Hintergrundbedingungen

| Quellmedium   | äußere BaP-Exposition [ng/(kg · d)] im Alter von |       |              |      |              |      |            |      |
|---------------|--|-------|--------------|------|--------------|------|------------|------|
|               | 1 – < 4 J.                                       |       | 10 – < 15 J. |      | 20 – < 75 J. |      | lebenslang |      |
|               | Mw.  | 95 %  | Mw.          | 95 % | Mw.          | 95 % | Mw.        | 95 % |
| feste Nahrung | 4.73   | 11.61 | 2.60         | 7.15 | 1.83         | 4.85 | 2.23       | 5.08 |
| Getränke etc. | 0.22   | 0.62  | 0.08         | 0.26 | 0.08         | 0.24 | 0.09       | 0.22 |
| Nahrung, ges. | 4.94   | 11.81 | 2.68         | 7.22 | 1.91         | 4.94 | 2.32       | 5.16 |
| Boden         | 2.14   | 7.76  | 0.26         | 0.96 | 0.09         | 0.33 | 0.27       | 1.08 |
| Staub         | 6.41   | 25.35 | 0.58         | 2.35 | 0.24         | 0.93 | 0.74       | 2.76 |
| Boden + Staub | 8.55   | 32.51 | 0.85         | 3.28 | 0.32         | 1.25 | 1.01       | 3.82 |
| oral, gesamt  | 13.49  | 39.70 | 3.53         | 9.54 | 2.23         | 5.56 | 3.33       | 7.61 |

lebenslang – lebenslanger Durchschnitt; Mw. – arithmetischer Mittelwert; 95 % – 95. Perzentil

Tabelle 6: Die BaP-Exposition über Getränke etc. unter erhöhten Belastungsbedingungen im Vergleich zu Hintergrundverhältnissen (Szenario A bis D)

| Quellmedium                                | äußere BaP-Exposition [ng/(kg · d)] im Alter von |       |              |       |            |       |
|--|--|-------|--------------|-------|------------|-------|
|  | 1 – < 4 J.                                       |       | 20 – < 75 J. |       | lebenslang |       |
|  | Mw.  | 95 %  | Mw.          | 95 %  | Mw.        | 95 %  |
| Konz. in Getränken etc. laut Szenario:     |  |       |              |       |            |       |
| A – Hintergrundbedingungen                 | 0.22   | 0.62  | 0.08         | 0.24  | 0.09       | 0.22  |
| B – Interventionswert für Grundwasser      | 3.73   | 7.10  | 1.23         | 2.71  | 1.41       | 2.53  |
| C – doppelter Interventionswert            | 6.74   | 14.04 | 2.45         | 5.58  | 2.83       | 5.21  |
| D – WHO-Leitwert für Trinkwasser           | 47.20  | 99.67 | 17.16        | 38.09 | 19.78      | 36.11 |
| zum Vergleich:                             |  |       |              |       |            |       |
| feste Nahrung                              | 4.73   | 11.61 | 1.83         | 4.85  | 2.23       | 5.08  |
| Hintergrundbelastung, gesamt <sup>1)</sup> | 13.49  | 39.70 | 2.23         | 5.56  | 3.33       | 7.61  |

A – Hintergrundbedingungen; 3.2 ng BaP/l

B – Interventionswert der ‚Hollandliste‘ für BaP in Grundwasser; 50 ng BaP/l

C – doppelter Interventionswert der ‚Hollandliste‘ für BaP in Grundwasser; 100 ng BaP/l

D – WHO-Leitwert für Trinkwasser; 700 ng BaP/l

lebenslang – lebenslanger Durchschnitt

Mw. – arithmetischer Mittelwert

95 % – 95. Perzentil

<sup>1)</sup> – gesamte orale Belastung unter typischen Hintergrundbedingungen

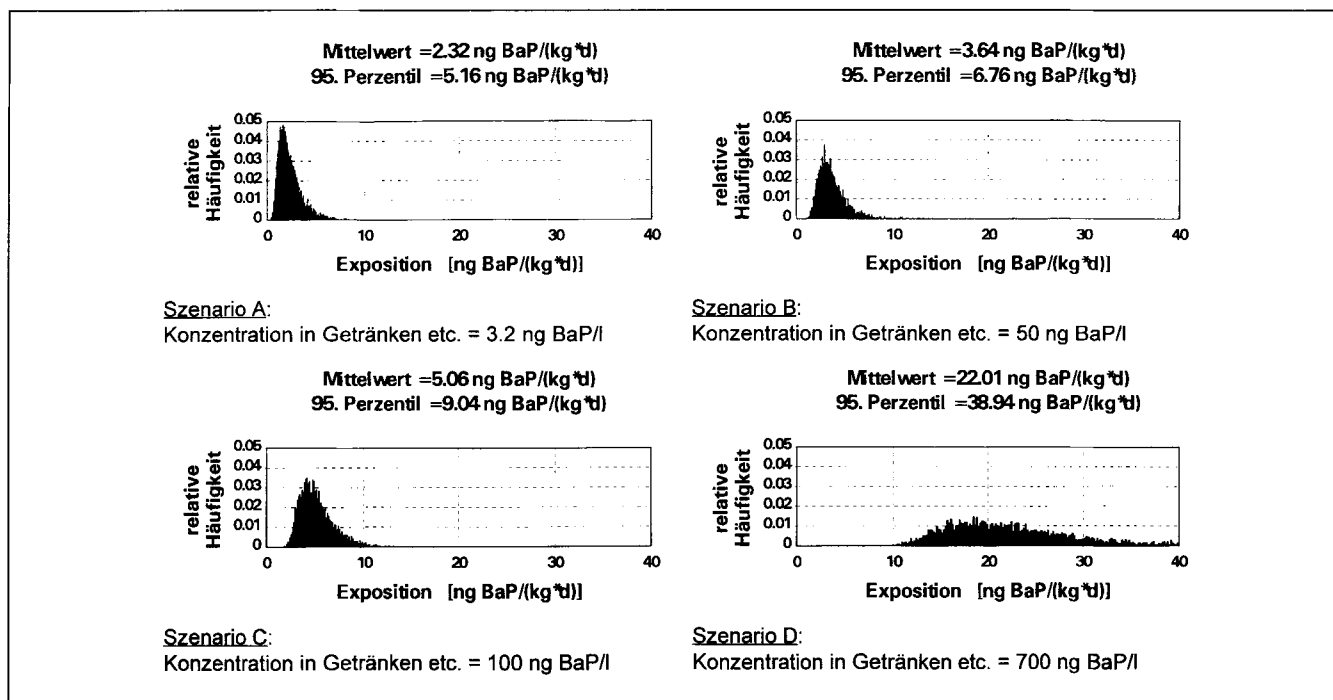


Abb. 1: Die lebenslange Exposition gegenüber BaP durch die gesamte Nahrung (Szenario A bis D)

- benslangen Exposition durch die gesamte Nahrung unter Hintergrundbedingungen zeigt **Abb. 1**.
- In **Szenario B** wird untersucht, wie sich eine Konzentration von 50 ng BaP/l in Getränken etc. auf die orale Belastung des Menschen auswirkt. Eine derartige Konzentration kann z.B. bei Konsum von Hausbrunnenwasser auf belastetem Gelände auftreten und entspricht dem Intervention Value (Eingreifwert) der ‚Hollandliste‘ für Grundwasser (VROM, 1994). Während der lebensdurchschnittliche Expositionsbeitrag durch feste Nahrung unverändert bleibt, erhöht sich, wie in **Tabelle 6** dargestellt, derjenige durch Flüssigkeit auf fast das 16fache seines Hintergrundwertes. Die 95. Perzentile der Expositionen durch Getränke etc. fallen ca. zweimal so hoch aus wie die entsprechenden Mittelwerte. Die lebenslange nahrungsbedingte Belastung liegt nun bei 3.64 (Mw.) bzw. 6.76 (95 %-Wert).
  - Als nächstes wird in **Szenario C** unterstellt, daß eine Konzentration von 100 ng BaP/l in Getränken etc. vorliegt ( $\rightarrow$  **Tabelle 6**). Dies entspricht einer 100 %igen Überschreitung des niederländischen Intervention Value. Wieder bleibt annahmegemäß der Expositionsbeitrag durch feste Nahrung unverändert. Im Vergleich zur Hintergrundbelastung erhöht sich die Exposition durch Getränke etc. auf etwa das 31fache. Die 95. Perzentile der Expositionen durch Getränke etc. erreichen in den verschiedenen Altersstufen etwa den 2fachen Betrag der zugehörigen Mittelwerte. Die gesamte lebenslange nahrungsbedingte Belastung beträgt nun 5.06 (Mw.) bzw. 9.04 (95 %-Wert) ng/(kg · d).
  - Im **Szenario D** schließlich wird unterstellt, daß die flüssige Nahrung mit 700 ng BaP/l belastet ist, was einer Ausschöpfung der WHO-Empfehlung für Trinkwasser entspricht. Auch hier ist an den Verbrauch von stark

kontaminiertem Brunnenwasser zu denken. Eine BaP-Konzentration von 700 ng/l in Getränken etc. stellt gegenüber Hintergrundbedingungen eine beträchtliche Erhöhung dar. Sie kann aber, wie eingangs dargestellt, z.T. noch übertroffen werden. Die mittleren Belastungen durch Getränke etc. sind jetzt im Vergleich zu Hintergrundverhältnissen fast 220fach erhöht. Die gesamte nahrungsbedingte Exposition beträgt 22.01 (Mittelwert) bzw. 38.94 ng BaP/(kg · d) (95. Perzentil) und wird im Mittel zu 90 % bzw. 19.78 ng BaP/(kg · d) durch die Aufnahme von Flüssigkeit verursacht.

**Tabelle 7** gibt die aus den Expositionen abgeleiteten theoretischen zusätzlichen lebenslangen Krebsrisiken für die 4 vorgestellten Szenarien wieder.

Unter Hintergrundbedingungen wird durch PAK in der Nahrung theoretisch zusätzlich ca. 1 Krebsfall (1.16) bei 1 Mill. lebenslang Exponierten hervorgerufen. Der Risikoanteil von 0.05 pro 1 Mill. durch Getränke etc. fällt dabei wenig ins Gewicht. Boden- und Staubbingsestion tragen zum gesamten oral bedingten Risiko immerhin mit  $0.51 \cdot 10^{-6}$  zu  $1.66 \cdot 10^{-6}$  bzw. 31 % bei. Bei den 3 anderen Szenarien ändert sich nur die Belastung durch Flüssigkeit. Wenn mit 700 ng BaP/l der Leitwert der WHO ausgeschöpft wird, steigt das theoretische Risiko durch orale PAK-Zufuhr bis auf etwa 12 Fälle (11.51) auf 1 Mill. lebenslang Exponierte bzw. auf etwa  $10^{-5}$ .

### 3.3 Leben in belasteter Kleingartenanlage mit Hausbrunnen

Im folgenden wird angenommen, daß Kleingärtner auf Parzellen wohnen, die auf einem ehemaligen Kokereigelände gelegen sind. Die dort im Boden bestehende BaP-Konzen-

**Tabelle 7:** Theoretische Krebsrisiken durch PAK bei lebenslanger Exposition unter Hintergrundbedingungen (Szenario A) und erhöhten Belastungen durch Getränke etc. (Szenario B bis D)

| Quellmedium                    | Krebsfälle/106 Exponierte <sup>1)</sup>  |   |  |  |
|--------------------------------|--|---|--|--|
|                                | A  | B   | C  | D  |
|                                | Hintergrundbedingungen<br>(3.2 ng BaP/l) | Intervention Value für Grundwasser<br>(50 ng BaP/l) | Doppelter Intervention Value<br>(100 ng BaP/l) | WHO-Leitwert für Trinkwasser<br>(700 ng BaP/l) |
| Nahrung, fest<br>Getränke etc. | 1.12<br>0.05                             | 1.12<br>0.71  | 1.12<br>1.41                                   | 1.12<br>9.89                                   |
| Nahrung, ges.                  | 1.16                                     | 1.82  | 2.53   | 11.01  |
| Boden<br>Staub                 | 0.14<br>0.37                             | 0.14<br>0.37  | 0.14<br>0.37                                   | 0.14<br>0.37                                   |
| Boden + Staub                  | 0.51                                     | 0.51  | 0.51   | 0.51   |
| oral, gesamt                   | 1.66                                     | 2.33  | 3.03   | 11.51  |

1) nach Slooff et al. (1989) unter Zugrundelegung eines Potency Factors von 0.05 [mg/(kg·d)]<sup>-1</sup> für BaP allein sowie des 10fachen Risikos durch alle PAK

tration wird mit 10 mg/kg angenommen. Desweiteren wird unterstellt, daß keine Verbindung mit dem öffentlichen Trinkwassernetz besteht, sondern die Kleingartennutzer ausschließlich Grundwasser aus eigenen Brunnen konsumieren, welches mit 100 ng BaP/l belastet ist (2facher Intervention Value (Eingreifwert) der „Hollandliste“). Weiterhin wird angenommen, daß die Personen 50 % ihres Gemüsebedarfs aus eigenem Anbau decken. Die BaP-Konzentration im Gemüse ergibt sich aus der Konzentration im Boden mit Hilfe des Biokonzentrationsfaktors von  $7 \cdot 10^{-4}$  (abgeleitet aus Daten für 6 verschiedene Vegetabiliengruppen aus IHME (1994)) zu 7 mg BaP/kg FS. Die Deposition luftbürtigen BaP's führt zu einem weiteren, aber geringen Beitrag zur Konzentration in den Vegetabilien. Die Daten zu der Berechnung finden sich in **Tabelle 2** und **3a**.

Die resultierende lebenslange Exposition durch die gesamte Nahrung in Höhe von 14.2 ng BaP/(kg · d) erreicht nun das 6.1fache (613 %) des entsprechenden Hintergrundwertes. Sie wird mit 2.8 ng/(kg · d) bzw. 20 % durch die Belastung mit BaP in Getränken etc. bewirkt. 9.4 ng BaP/(kg · d) bzw. 66 % der gesamten nahrungsbedingten Belastung erfolgen durch den Konsum des erhöht belasteten Gemüses. Der Rest (2.0 ng/(kg · d)) entfällt auf die übrige feste (normal belastete) Nahrung. Die Belastung durch Boden- und Staub-ingestion liegt lebenslang leicht über der durch den Verzehr des kontaminierten Gemüses (10.8 ng/(kg · d)) und zeigt sich besonders deutlich bei den 1 – 4jährigen Kindern.

Insgesamt erhöht sich unter den vorgestellten Bedingungen die gesamte lebenslange Belastung über den oralen Weg auf 25.0 ng/(kg · d), also das ca. 11fache (1076 %) der Hintergrundbelastung durch Nahrung. Im oberen Teil der **Tabelle 8** ist die geschilderte Belastungssituation in bezug auf den Expositionswert durch die gesamte typische Nahrung unter Hintergrundbedingungen dargestellt.

**Tabelle 8:** Die mittlere<sup>1)</sup> orale Belastung von Kleingärtnern, die in einer mit PAK belasteten Kleingartenanlage leben (durch Getränke etc. und feste Nahrung vor und nach der Sanierung<sup>2)</sup>)

| Quellmedium                                     | mittlere BaP-Exposition <sup>3)</sup><br>(in % der Hintergrundbelastung durch die gesamte Nahrung) im Alter von |                |              |
|---|---|----------------|--------------|
|   | 1- < 4 Jahre  | 20- < 75 Jahre | lebenslang   |
| <b>VOR DER SANIERUNG:</b>                       |   |                |              |
| feste Nahrung<br>(davon selbstangeb.<br>Gemüse) | 474<br>(386)  | 515<br>(427)   | 492<br>(403) |
| Getränke etc.                                   | 136   | 129            | 122          |
| Nahrung, gesamt                                 | 611   | 644            | 613          |
| Boden<br>Hausstaub                              | 460<br>1379   | 48<br>133      | 125<br>337   |
| Boden + Staub                                   | 1839  | 181            | 463          |
| oral, gesamt                                    | 2450  | 825            | 1076         |
| <b>NACH DER SANIERUNG:</b>                      |   |                |              |
| feste Nahrung<br>(davon selbstangeb.<br>Gemüse) | 97<br>(9)   | 98<br>(10)     | 98<br>(9)    |
| Getränke etc.                                   | 4   | 4              | 4            |
| Nahrung, gesamt                                 | 102   | 102            | 102          |
| Boden<br>Hausstaub                              | 5<br>14   | 1<br>1         | 1<br>3       |
| Boden + Staub                                   | 18  | 2              | 5            |
| oral, gesamt                                    | 120   | 104            | 106          |

| zum Vergleich: Hintergrundbelastung durch die gesamte Nahrung  |                               |                               |             |
|--|-------------------------------|-------------------------------|-------------|
| 1-4 J.   | 20 - < 75 J.                  | lebenslang*                   |             |
| 4.94 [ng/(kg · d)]<br>= 100 %  | 1.91 [ng/(kg · d)]<br>= 100 % | 2.32 [ng/(kg · d)]<br>= 100 % |             |
| * unter der Annahme von SLOOFF et al. (1989) entspricht die lebenslange Hintergrundbelastung durch PAK in der Nahrung einem lebenslangen Krebsrisiko von 1.16/10 <sup>6</sup> Exponierter  |                               |                               |             |
| 1) das 95. Perzentil der Belastung läßt sich aus der mittleren Belastung abschätzen, indem man diese mit dem Faktor 2.5 multipliziert  |                               |                               |             |
| 2) Wasser aus Hausbrunnen: 50 % Gemüse aus eigenem Anbau   |                               |                               |             |
| 3) Dabei werden folgende Konzentrationen zugrundegelegt:   |                               |                               |             |
| Quellmedium  | vorher                        | nachher                       | Hintergrund |
| Gemüse [ng/kg FS]  | 7000                          | 161                           | 120-150**   |
| Getränke etc. [ng/l]   | 100                           | 3                             | 3           |
| Boden [µg/kg]  | 10000                         | 100                           | 940         |
| Hausstaub [µg/kg]  | 4500                          | 45                            | 423         |
| ** Mittelwert aus 18 Messungen laut CRÖSSMANN (1992b) in verschiedenen Vegetabilien auf Boden mit < 100 µg BaP/kg Boden; 1. Wert: alle Werte kleiner Bestimmungsgrenze auf Null gesetzt, 2. Wert: alle Werte kleiner Bestimmungsgrenze auf Bestimmungsgrenze gesetzt |                               |                               |             |



### 3.4 Die PAK-Belastung nach Sanierung der Altlast

Im weiteren wird davon ausgegangen, daß das betrachtete Gelände auf eine BaP-Konzentration im Boden in Höhe von 100 mg/kg saniert wird. Durch Anschluß an das öffentliche Wassernetz wird der Hintergrundwert für Trinkwasser von 3.2 ng/l erreicht. Jetzt liegt die Belastung durch Boden und Staubingestion bei Kindern und bei Erwachsenen bei 1 % des Wertes vor Sanierung und 11 % des Hintergrundwertes, nämlich bei 0.91 (1 - < 4jährige) bzw. bei 0.03 ng BaP/(kg · d) (20 - < 75jährige). Die BaP-Belastung durch die gesamte Nahrung ist gegenüber der Hintergrundbelastung noch leicht erhöht (102 %). Dies liegt an der noch erhöhten BaP-Konzentration im Gemüse. Die Exposition durch Getränke etc. entspricht dem Hintergrundwert (0.22 bzw. 0.08 ng/(kg · d)). Insgesamt wird jetzt - vergleicht man die gesamte BaP-Exposition auf oralem Wege mit den Hintergrundbedingungen - eine ermäßigte Belastung vorgefunden. **Tabelle 8** gibt wieder die Relation zu der üblichen Belastung durch käufliche Nahrung wider.

## 4 Diskussion

### 4.1 PAK- bzw. BaP-Belastung

Legt man veröffentlichte Belastungsdaten für Trinkwasser ab Wasserwerk am Zapfhahn des Verbrauchers zugrunde, so ist festzustellen, daß der Grenzwert der TrinkwV in Höhe von 200 ng/l für die Summe der 6 untersuchten PAK i.d.R. eingehalten und meist deutlich unterschritten wird. Der Leitwert der WHO für BaP mit 700 ng/l liegt dagegen weit über der vorhandenen Belastung. Dies ergibt sich u.a. aus der Abschätzung, daß nur ca. 10-20 % der Konzentration der 6 ‚Trinkwasser-PAK‘ auf Benzo(a)pyren entfallen (LAI, 1992) und der 98 %-Wert dieser Summenkonzentration bei 40 ng/l liegt (DIETER, 1994). Konzentrationen an Benzo(a)pyren im Grundwasser liegen üblicherweise unterhalb des niederländischen Interventionswertes in Höhe von 50 ng/l. In belasteten Grundwässern und in Oberflächengewässern gemessene BaP-Konzentrationen überschreiten allerdings diesen Wert gelegentlich und liegen bisweilen sogar über dem Leitwert der WHO. Konzentrationen in der Größenordnung von 40 000 ng BaP/l, wie sie in Belgien gemessen wurden; stellen dagegen Extremsituationen dar. Die typische mittlere Belastung der Nahrung mit BaP läßt sich aufgrund mehrerer Duplikatstudien auf 50 ng/kg schätzen (IHME, 1994). Wie **Tabelle 1** zeigt, können einzelne Nahrungsmittel deutlich höhere Werte aufweisen. Die Konzentration an BaP im Boden liegt unter den „großstädtischen“ Bedingungen Nordrhein-Westfalens bei 940 mg/kg (KÖNIG, 1991). Für ländliche Gebiete (Gärten) ergibt sich ebenfalls laut KÖNIG (1991) eine BaP-Konzentration von im Mittel 40 mg BaP/kg. CRÖSSMANN (1992b) nennt als Maximalwerte für BaP-Konzentrationen im ländlichen Raum 80 mg/kg (Ackerflächen) und 100 mg/kg (Gärten). Bei Anbau von Nutzpflanzen auf höher belasteten Böden ist mit höheren BaP-Konzentrationen in den Pflanzen zu rechnen.

### 4.2 Gefährdungsabschätzung durch Risk Assessment

Um komplexe Umweltsituationen in Hinblick auf das Schutzgut Mensch zu beurteilen, sind zwei unterschiedliche Verfahrensweisen möglich.

1. Zum einen besteht die Möglichkeit, Vergleichswerte, wie sie Grenz-, Schwellen-, Orientierungswerte und ähnliche Größen darstellen, heranzuziehen. Da derartige Werte nicht oder in sehr geringem Maße orts- und nutzungsspezifischen Gegebenheiten Rechnung tragen, sind Methoden des ‚Risk Assessment‘ oft sachdienlicher. Hierunter werden Rechenansätze subsumiert, die seit Beginn der 80er Jahre in den USA und zunehmend auch in Deutschland Verwendung finden. Ihnen ist die Aufgabe gemein, die Wahrscheinlichkeit nachteiliger Effekte für Menschen (speziell ‚Health Risk Assessment‘), Haustiere, wildlebende Tiere und ökologische Systeme, die durch ein bestimmtes Expositionsniveau gegenüber einem chemischen oder physikalischen Agens verursacht werden, abzuschätzen (NAS, 1983).
2. Neben der Bewertung der kanzerogenen Eigenschaften einer Substanz (‚Toxicology Assessment‘) bildet die Abschätzung der Exposition innerhalb einer Belastungssituation (‚Exposure Assessment‘) ein zentrales Moment des Risk Assessment (U.S.EPA, 1989).

### 4.3 Exposition gegenüber PAK bzw. BaP unter Hintergrundbedingungen und weiteren Szenarien

Die Modellrechnungen zeigen, daß unter normalen Umständen die BaP- bzw. PAK-Belastung durch die Aufnahme von Getränken etc. gegenüber den anderen oralen Aufnahmewegen vernachlässigbar ist. So werden unter Hintergrundverhältnissen im Lebensdurchschnitt nur 4 % der mittleren oralen BaP-Aufnahme durch die Aufnahme von Flüssigkeit bewirkt. Hierzu werden Trinkwasser, nicht-alkoholische und alkoholische Getränke sowie Suppen gezählt. Aus pragmatischen Gründen wird für die ganze Flüssigkeitsmenge die BaP-Konzentration in Trinkwasser veranschlagt. Da ein größerer Teil des konsumierten Flüssigkeitsvolumens aus Milch besteht und in Milch nur 0.01 ng BaP/l gefunden wurden (GRIMMER et al., 1984) (→ **Tabelle 1**), erscheint der genannte Prozentsatz eher als zu hoch. In gleichem Sinne ist anzumerken, daß der hier gewählte Mittelwert von 3.2 ng BaP/l auch für Trinkwasser selbst eher zu hoch als zu niedrig sein dürfte. Darauf deuten die oben zitierten Daten (DIETER, 1994) für die Summe der 6 ‚TrinkwV-PAK‘ hin. Einzelkonzentrationen für z.B. BaP sind aus der zugrundeliegenden Datenbank laut WOLTER (1993) jedoch nicht direkt zu entnehmen. Bei besonderer Belastung von Getränken etc. können diese jedoch einen signifikanten Teil der nahrungsbedingten BaP/PAK-Zufuhr ausmachen. Ab einer BaP-Konzentration von etwa 80 ng/l übersteigt die Exposition durch Flüssigkeit diejenige durch feste Nahrungsbestandteile. Macht man die hypothetische Annahme, daß der Leitwert der WHO voll ausgeschöpft werden, also Getränke etc. mit einer BaP-Konzentration von 700 ng BaP/l konsumiert werden (Szenario D), entspräche dies fast dem 220fachen der üblichen Exposition. Dann wären 90 % der nahrungsbedingten Belastung durch Getränke etc. verursacht. Auch unter Hintergrundverhält-

nissen bewirkt die Boden und Staubingestion mit 44 % der Belastung durch die gesamte Nahrung einen deutlichen Beitrag zur BaP- bzw. PAK-Belastung. Dabei ist darauf hinzuweisen, daß davon der Staubingestion mit 32 % des Nahrungswertes die größere Bedeutung zukommt. Bei Berücksichtigung der Verteilungen der Parameter (Latin Hypercube-Simulation) zeigt sich, daß – betrachtet man die Belastung durch Flüssigkeit – die 95 %-Werte etwa das 2- bis 3fache des Mittelwertes betragen. Unter Hintergrundverhältnissen liegt beispielsweise das 95. Perzentil bei 0.22 gegenüber dem Mittelwert von 0.09 ng BaP/(kg · d). Bezieht man andere Pfade mit ein, so kann von dem bis zu 4fachen Wert des 95 %-Wertes gegenüber dem Mittelwert ausgegangen werden.

#### 4.4 Expositionsänderung bei Sanierung einer PAK-belasteten Kleingartenanlage

Die Untersuchung der Expositionspfade, die neben der Aufnahme von kontaminiertem Trinkwasser aus einem Hausbrunnen in einer belasteten Kleingartenanlage bestehen können, hat gezeigt, daß lebenslang die Aufnahme von selbstgezo-genem Gemüse die Belastung durch Boden- und Staubingestion übersteigen kann. Hierbei hat – wie unter Hintergrundverhältnissen – aufgrund der höheren Aufenthaltszeit im Gebäude trotz der geringeren Konzentration dort die BaP- bzw. PAK-Exposition durch das Verschlucken von Hausstaub größere Bedeutung als die Aufnahme von Boden im Freien. Durch Bodensanierung und Anschluß an das öffentliche Trinkwassernetz erfolgt in diesem Beispiel per Annahme eine Absenkung der Konzentrationen von 10 mg BaP/kg im Boden und 100 ng BaP/l im Brunnenwasser auf 100 mg/kg Boden bzw. 3.2 ng/l Trinkwasser. Beträgt vor der Sanierung die gesamte orale Belastung mit 25.0 ng BaP/(kg · d) etwa das 11fache der üblichen Exposition durch Nahrung (1076 %), so reduziert sie sich nun auf ungefähr die Hintergrundbelastung (106 %). Der Beitrag durch Gemüseanbau senkt sich von 403 auf 9 also um 394 % (die Prozentangaben sind wieder auf die übliche Belastung durch die Nahrung unter Hintergrundbedingungen bezogen). Die Belastung durch Nahrung liegt aufgrund des selbstangebauten Gemüseanteils noch um 6 % über dem Wert unter Hintergrundverhältnissen. Dies erklärt sich durch die höhere BaP-Aufnahme aus dem auf 100 mg BaP/kg sanierten Boden als aus ländlichen Böden, auf welchen das unter Hintergrundverhältnissen verzehrte Gemüse nur angebaut werden dürfte. Böden in ländlichen Gegenden weisen wie oben zitiert deutlich unter 100 mg BaP/kg auf. Die Verringerung der Hausstaubbela-stung und der durch Brunnenwasser verursachten Exposition bewirken einen Rückgang der Aufnahme von BaP um 334 % (von 337 auf 3 %) bzw. um 118 % (von 122 auf 4 %). Die Exposition durch Aufnahme von Boden schließlich wird um 124 % der typischen Nahrungsexposition abgesenkt.

Bei der konkreten Beurteilung eines Einzelfalls wird man bemüht sein, die im obigen ‚Kleingartenszenario‘ exemplarisch aufgestellten Annahmen durch ortsbezogene Schätzungen oder besser noch Messungen zu ersetzen. Wie STUBENRAUCH et al. (1994a) zeigen, kann beispielsweise die Intensität der Nutzung des Hausbrunnens zu deutlich unter-

schiedlichen Expositionen führen. Im Hinblick auf den Vegetabilienverzehr schätzen die gleichen Autoren (STUBENRAUCH et al., 1994b), daß bei Selbstversorgung die Gesamtverzehrsmenge um den Faktor 2 gegenüber dem Durchschnitt ansteigen kann. Die im Rahmen einer ‚Total Diet Study‘ (Gesamtverzehrstudie) von KAMPE und ANDRE (1980) erhobenen Daten weisen jedoch bei Eigenversorgung nur auf einen Mehrkonsum von knapp 30 g Vegetabilien pro Person pro Tag hin. Ebenfalls von STUBENRAUCH et al. (1994b) wird der Anteil des selbstangebauten Gemüse und Obstes am gesamten Verzehr konservativ auf 30 % geschätzt. Neuere Untersuchungen (MEKEL, 1995) zeigen, daß bei Kleingärtnern bereits im Mittel 30 bis 40 % der Versorgung mit Gemüse und Obst durch Selbstanbau gedeckt wird.

#### 4.5 Abschätzung des Krebsrisikos durch PAK

Das theoretische zusätzliche lebenslange Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition durch die Stoffgruppe der PAK schätzt sich unter den hier gemachten Annahmen unter Hintergrundbedingungen auf 0.05 Fälle auf 1 Mill. theoretisch durch PAK in Getränken etc. Exponierte. Dabei wird eine mittlere Konzentration von 3.2 ng BaP/l zugrundegelegt. Dem stehen 1.16 Fälle durch die gesamte Nahrung und 0.51 Fälle durch Boden- und Staubingestion gegenüber. Diesen Werten sei an dieser Stelle zum Vergleich das durch inhalede PAK unter Hintergrundbedingungen mutmaßlich verursachte Lungenkrebsrisiko gegenübergestellt. Dieses liegt bei 191 Fällen pro 1 Mill. (WICHMANN et al., 1993; IHME, 1994) bzw. 130 Fällen pro 1 Mill. (LAI, 1992). Bei höheren Belastungen steigt das Risiko jeweils proportional zur lebenslangen Exposition. Bei der Abschätzung des Krebsrisikos treten zusätzlich zu den der Expositionsbeurteilung inhärenten Unsicherheiten weitere hinzu. Neben experimentellen Unsicherheiten sowie dem Problem der Übertragung der Ergebnisse vom Tier auf den Menschen oder der Extrapolation der Dosis-Häufigkeitskurve in den Niedrigdosisbereich ist hier die Wahl des Benzo(a)pyren als Leitsubstanz zu erwähnen. Die Hochrechnung des Risikos durch BaP allein auf die Gesamtheit der PAK, die in dieser Arbeit in Anlehnung an die Empfehlungen der niederländischen Umwelt- und Gesundheitsbehörde erfolgt, enthält z.B. Unsicherheiten durch medien-spezifische Unterschiede der PAK-Profile. Expositionsabschätzungen sind somit genauer als zugehörige Aussagen zum Krebsrisiko und können in der demonstrierten Weise (durch Vergleich z.B. mit der typischen durch Nahrung bedingten Exposition unter Hintergrundbedingungen) zur Beurteilung einer Belastungssituation dienen. Betrachtung und Vergleich der Krebsrisiken sind zwar möglich, sollten aber immer nur eingedenk der damit verbundenen stärkeren Unsicherheit erfolgen.

#### 4.6 Vorteile des Risk Assessment und der Ermittlung konservativer Abschätzung mittels Simulationstechniken

Der Vorteil der dargestellten Modellbetrachtungen liegt in der Möglichkeit, Risiken orts- und nutzungsspezifisch zu bewerten und zu priorisieren. Dies umfaßt sowohl eine absolute Beurteilung einzelner Expositionspfade als auch de-

ren relative Bewertung. In dieser Arbeit werden in diesem Sinne zweierlei gezeigt: (1) die Luftbelastung mit PAK besitzt gegenüber der oralen eindeutigen Priorität, und (2) von den oralen Belastungspfaden ist die Flüssigkeitsaufnahme meist von geringster Bedeutung.

Zudem ist nicht nur die Einschätzung der Hintergrundbelastung und besonderer Belastungssituationen in Hinblick auf die menschliche Gesundheit möglich, sondern auch Aussagen zum Effekt potentieller Sicherungs- und Sanierungsverfahren (vgl. z.B. IHME et al. (1992) oder IHME et al. (1995)). Die erzielbare Expositions- oder Risikominimierung kann als wichtige Information in die Sanierungsplanung einbezogen werden. Die Anwendung des Risk Assessment Prozesses bei der Planung von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen gewährleistet ein effizientes Vorgehen, nicht nur in technischer Hinsicht, sondern auch in Hinblick auf einen ökonomischen Einsatz finanzieller Mittel – bei gleichzeitiger Gewährleistung der umweltmedizinischen Vorsorge. Konservative Annahmen – einfach als ungünstige Abschätzungen einzelner Parameter oder auf Grundlage von Simulationsverfahren – ermöglichen den Ausschluß signifikanter gesundheitlicher Risiken auch für empfindliche Personengruppen. Da das Modell transparent ist, sind Bewertungen nachvollziehbar. Gleichzeitig sind aufgrund des modularen Charakters bei verbessertem Kenntnisstand einzelne Algorithmen oder Parameterwerte austauschbar. Zusammenfassend wird deutlich, daß die Verfahren des Health Risk Assessment aufgrund ihrer individuellen Anwendungsmöglichkeiten den meist starren und nicht oder nur eingeschränkt situationsspezifischen Vergleichswerten überlegen sind. Voraussetzung ist allerdings eine relativ dichte Datenbasis.

Die hier gewählte Methode der konservativen Expositionsabschätzung beruht auf dem Einsatz eines Simulationsverfahrens (Latin Hypercube-Technik). Der Gebrauch von Simulationen ist im Bereich der Physik und Technik schon lange üblich. Auch im Bereich des Exposure Assessment finden derartige Verfahren zunehmend Anwendung (MCKONE und RYAN, 1989; PAUSTENBACH, 1989, MAY et al., 1990, LIN, 1994).

Die bisher übliche Vorgehensweise, um Unsicherheiten unbekannter Größe zu berücksichtigen und dabei gleichzeitig besonders gefährdete Personengruppen zu schützen, besteht dagegen in der multiplikativen Kombination von einzelnen, für sich schon konservativen Annahmen, also z.B. von 90 %-, 95 %- oder 99 %-Werten. Nach Multiplikation von z.B. drei 95. Perzentilwerten erhält man als Produkt einen theoretischen Wert, der nur noch in 1.25 von 10000 Fällen überschritten wird. Bei Einbezug weiterer Parameterwerte sind entsprechend kleinere Überschreitungswahrscheinlichkeiten die Folge. Die Forderung, Expositionen der Bevölkerung unterhalb einer derart geringen Eintrittswahrscheinlichkeit zu halten, ist als unrealistisch anzusehen. Dem Vorteil einer realistisch konservativen Einschätzungsmöglichkeit durch den Einsatz von Simulationstechniken steht derzeit ein noch lückenhafter Kenntnisstand hinsichtlich der einzelnen hierfür benötigten Parameter und Verteilungen gegenüber. Zudem werden im allgemeinen und so auch in dieser Arbeit momentan etwaige Abhängigkeiten der Parame-

ter untereinander vernachlässigt. Diese Problemfelder nennen gleichzeitig den weiteren Forschungsbedarf.

## 5 Literatur

- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service: Toxicological Profile for Benzo[a]pyrene. ATSDR/TP-88/05. Oak Ridge National Laboratory (1990)
- BMJ, Bundesminister für Justiz: Verordnung über Fleisch und Fleischerzeugnisse (Fleischverordnung) vom 21. Januar 1982. BGBl. Teil I (1982), 89–101
- BMJ, Bundesminister für Justiz: Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 5. Dezember 1990. BGBl. Teil I (1990), 2612–2629 sowie Berichtigung der Trinkwasserverordnung vom 23. Januar 1991. BGBl. Teil I, 227
- BROCKHAUS, A., DEHNEN, W.: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im Boden. In: Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikoseforschung e.V. (Hrsg.): Umwelthygiene Bd. 21, Jahresbericht 1988/89, Düsseldorf (1989), 59–65
- CDHS, California Department of Health Services: Scientific and Technical Standards for Hazardous Waste Sites. Book II. CDHS, Sacramento, CA (1990)
- CEC, Commission of the European Communities: Analysis of Organic Micropollutants. COST-Project 64 b. 4. Auflage (1984) (zitiert nach Rippen (1993))
- Chemische Landesuntersuchungsanstalt Offenburg (1986) (zitiert nach Rippen (1993))
- CROSSMANN, G.: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden und Pflanzen – Vorkommen, Verhalten, Wertungen. In: KOMPA, R., FEHLAU, K.-P. (Hrsg.): Altlasten und kontaminierte Böden, 91. Verlag TÜV Rheinland, Köln (1992a), 297–312
- CROSSMANN, G.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Band II – Untersuchungsergebnisse Kommunalverband Ruhrgebiet KVR, Essen (1992b)
- DENNIS, M.J., MASSEY, R.C., MCWEENEY, D.J., KNOWLES, M.E.: Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in UK Total Diets. *Fd. Chem. Toxic.* 21, 5 (1983), 569–574
- DIETER, H.H.: Trinkwasser. In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.-W., FÜLGRAFF, G.: Handbuch der Umweltmedizin. 3. Erg. Lfg. ecomed Fachverlag, Landsberg (1994)
- EDWARDS, N.T.: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Terrestrial Environment – A Review. *J. Environ. Qual.* 12, 4 (1983), 427–441
- EG, Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 229 (1980), 11–29
- GILLIES, M.E., PAULIN, H.V.: Variability of mineral intakes from drinking water: A possible explanation of the controversy over the relationship of water quality to cardiovascular disease. *International J. Epidemiology* 12, 1 (1983), 45–50
- GRIMMER, G., SCHNEIDER, D., DETTBARN, G.: Kontrolle des Gehaltes an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in verschiedenen Matrices sowie des Gehaltes an Azarenen im Klärschlamm während der Langzeitlagerung in einer Umweltprobenbank. BMFT-FB 84–005. Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Bonn (1984)
- HENSCHLER, D. (Hrsg.): Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. Band IV. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim (1990)
- HISCHENHUBER, C., STIJVE, T.: Determination of Benzo(a)pyrene in Roasted Coffee and Coffee Brews by HPLC with Fluorescence Detection. *Dt. Lebensm. Rdsch.* 83 (1987), 1 (zitiert nach RIPPEN (1993))
- IARC, International Agency for Research on Cancer: IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. Volume 32. International Agency for Research on Cancer, Lyon (1983)

- ICRP, International Commission on Radiological Protection: Report of the Task Group on Reference Man. No. 23. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Braunschweig (1981)
- IHME, W.: Allgemeines Modell zur Quantifizierung der Exposition des Menschen durch kontaminierte Böden. Verlag Shaker, Aachen (1994)
- IHME, W., LIN, Y., WICHMANN, H.E.: Risk assessment bei der Bewertung von Sanierungsalternativen aus umweltmedizinischer Sicht. In: JESSBERGER, H.L.: Erkundung und Sanierung von Altlasten. Berichte vom 8. Bochumer Altlasten-Seminar 1992. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield (1992), 117–131
- IHME, W., FORD, M., ANDREWS, R.: Risk Assessment – A Helpful Tool for the Environmental Management Process. In: Institution of Chemical Engineers: Proceedings of the Symposium on Environmental Management Systems. Manchester, 26th – 27th April (1995)
- KAMPE, W., ANDRE, W.: Schwermetalle, Nitrat und Kohlenwasserstoffe in Vegetabilien des wöchentlichen Gesamtverzehrs. Ernährungs-Umschau 27, 11 (1980)
- KÖNIG, W.: BaP-Gehalte im Boden von Gärten und landwirtschaftlich genutzten Flächen in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt, Raumplanung und Landwirtschaft. Brief vom 11.2.91 (1991)
- LAGA, Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (Hrsg.): LAGA-Informationsschrift Altablagerungen und Altlasten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 37. Erich Schmidt Verlag, Berlin (1991)
- LAI, Länderausschuß für Immissionsschutz: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Entwicklung von „Beurteilungsmaßstäben für kanzerogene Luftverunreinigungen“ im Auftrag der Umweltministerkonferenz. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1992)
- LIN, Y.: Simulationsmodell zur Cadmium-Exposition durch Altlasten vor und nach der Sanierung. Fortschr.-Ber., VDI Reihe 15, Nr. 130. VDI Verlag, Düsseldorf (1994)
- LINDSAY, D.G.: Estimation of the dietary intake of chemicals in food. Food Additives and Contaminants 3, 1 (1986), 71–88
- LIS, Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Schriftenreihe der LIS, Heft 67 (1989)
- LUIJTEN, J.A., PIET, G.J.: Identity and Sources of Organic Chemicals in Groundwater. Manuskript (zitiert nach Rippen (1993))
- NAS, National Academy of Sciences: Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington, DC (1983)
- MAY, T., SCHOLZ, R.W., GÜNTHER, P.: Modellrechnungen zum Pfad 1: Boden – Mensch für den Parameter Blei. Gesellschaft für Organisation und Entscheidung, Bielefeld (1990)
- MCKONE, T.E., RYAN, P.B.: Human Exposure to Chemicals through Food Chains. An Uncertainty Analysis. Environ. Sci. Technol. 23, 9 (1989), 1154–1163
- MEKEL, O.: persönliche Mitteilung
- PAUSTENBACH, D.J.: Important Recent Advances in the Practice of Health Risk Assessment: Implications for the 1990s. Regulatory Toxicology and Pharmacology 10 (1989), 204–243
- RIPPEN, G.: Handbuch für Umweltchemikalien 2. 20. Erg. Lfg. 7/93. Ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech (1993), 1–59
- RSU, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1987. Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart, Mainz (1987)
- SCHRENCK, H.-P.: Tabellierte Einzelbestimmungen organischer Stoffe in der Umwelt – Literaturrecherche für den Bereich der Bundesrepublik Deutschland. Bericht für das Umweltbundesamt Nr. 106 01 023/03, April (1986) (zitiert nach Rippen (1993))
- SCHÖSSNER, H., FALKENBERG, W., ALTHAUS, H.: Eindimensionale dünn-schichtchromatographische Trennung und fluorometrische Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen aus Wasserproben. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 16, 4 (1983), 132–135
- SLOOFF, W., JANUS, J.A., MATTHIJSEN, A.J.C.M., MONTIZAN, G.K., ROS, J.P.M. (eds): Integrated criteria document PAHs. Report no. 758474011, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (1989)
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N., MATHEWS, T., DOETSCH, P.: Abschätzungen der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. I. Grundlagen und Vorschläge zur Ableitung von Aufnahmeraten am Beispiel Trinkwasser. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 6, 1, (1994a), 41–49
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N., MATHEWS, T., DOETSCH, P.: Abschätzungen der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. II. Vorschläge für orale Aufnahmeraten von Boden, Bodenwasser und Nahrungsmitteln des Eigenanbaus. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 6, 3, (1994b), 165–174
- U.S.EPA, U.S. Environmental Protection Agency: Health Effects Assessment for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). U.S. EPA, Cincinnati, OH; Washington, DC, EPA-540/1-86-013 (1984)
- U.S.EPA, U.S. Environmental Protection Agency: Superfund Public Health Evaluation Manual. U.S.EPA, Washington, DC, EPA/540/1-86/060 (1986)
- U.S.EPA, U.S. Environmental Protection Agency: Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). U.S. EPA, Washington, DC, EPA/540/1-89/002 (1989)
- U.S.EPA, U.S. Environmental Protection Agency: Exposure Factors Handbook. U.S.EPA, Washington, DC, EPA/600/8-89/043 (1990)
- VAESSEN, H.A.M.G., SCHULLER, P.L., JEKEL, A.A., WILBERS, A.A.M.M.: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Selected Foods; Analysis and Occurrence. Toxicological and Environmental Chemistry 7 (1984), 297–324
- VERSCHUEREN, K.: Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2. Auflage. Van Nostrand Reinhold, New York (1983)
- VOS, R.H., DOKKUM, W., VAN, SCHOUTEN, A., KRUIJFF, N., DE, JONG-BERKHOUT, P., DE: Polycyclic aromatic hydrocarbons in dutch total diets (1988) (zitiert nach SLOOFF et al. (1989))
- VOS, R.H., DE, DOKKUM, W., VAN, SCHOUTEN, A., JONG-BERKHOUT, P., DE: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In Dutch Total Diet Samples (1984–1986). Fd. Chem. Toxic. 28, 4 (1990), 263–268
- VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer: Circulaire interventiewaarden bodemsanering DB0/07494013. VROM, Hoofddirectie Milieukwaliteit en Emisiebeleid, Directie Bodem/IPC 625. Den Haag, Nederland. 9. mei (1994)
- WHO, World Health Organization: Guidelines for the Study of Dietary Intakes of Chemical Contaminants. WHO Offset Publication No. 87. World Health Organization, Geneva (1985)
- WHO, World Health Organization: Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen (1987)
- WHO, World Health Organization: Guidelines of Drinking-Water Quality. Second edition, vol. 1. World Health Organization, Geneva (1993)
- WICHMANN, H.E.: IHME, W.: Qualitative Abschätzung von Risiken durch chemische Noxen. In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.-W., FÜLGRAFF, G.: Handbuch der Umweltmedizin. ecomed Fachverlag, Landsberg (1992)
- WICHMANN, H.E., IHME, W., MEKEL, O.C.L.: Quantitative Expositions- und Risikoabschätzung für drei kanzerogene Stoffe in Altlasten. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben, erstellt im Auftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen. GSF-Bericht 3/93. GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg (1993)
- WÖDICH, H., PFANNHAUSER, W., BLAICHER, G., TIEFENBACHER, K.: Analyse polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Trink- und Nutzwasser. Lebensmittelchemie und gerichtliche Chemie 30, 8 (1976), 141–160
- WOLTER, R.: Bundesgesundheitsamt. Telefonische Mitteilung vom 2. August (1993)
- WVC, Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur: Wat eet Nederland. SDU/DOP Staatsuitgeverij, Den Haag, Nederland (1988)

UWSF 8/4, S. 213–220 (1996)

**Expositionsabschätzung:  
Human-Biomonitoring vs. Modellrechnungen**

Ulrich EWERS, Roland SUCHENWIRTH

**Resultat:** Aus umweltmedizinisch-toxikologischer Sicht ist zu fordern, daß die diagnostischen Möglichkeiten des Human-Biomonitoring stärker als bisher bei umweltmedizinisch-toxikologischen Gefährdungsabschätzungen genutzt werden.