



Baden-Württemberg

LANDESGESUNDHEITSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG
IM REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTT GART

Monitoring Gesundheit und Umwelt

Untersuchung 2008/09
– Ergebnisse und Bewertung –



Im Auftrag des Ministeriums
für Arbeit und Sozialordnung, Familie, Frauen und Senioren Baden-Württemberg

Widmung

Dem Andenken an unseren geschätzten Kollegen Herrn Wolfgang Königeter (gestorben am 17.07.2012) gewidmet, der sich durch seinen unermüdlichen und tatkräftigen Einsatz von Beginn des Projekts „Beobachtungsgesundheitsämter“ im Jahr 1992 bis zum Herbst 2010 um die Untersuchungen beim Monitoring Gesundheit und Umwelt verdient gemacht hat.

Impressum

Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg
im Regierungspräsidium Stuttgart
Nordbahnhofstr. 135 · 70191 Stuttgart
Tel. 0711 904 35000 · Fax 0711 904 35010
abteilung9@rps.bwl.de
www.rp-stuttgart.de
www.gesundheitsamt-bw.de

ISSN 1616-2358

Oktober 2012



Monitoring Gesundheit und Umwelt

Leitung: B. Link

Berichterstattung: B. Link, I. Zöllner, G. Fischer, H. Knebel

Durchführung der Felduntersuchung:

D. Arsenovic, A. Dietz, C. Eitle, A. F. Funk, A. Flicker-Klein, B. Joggerst, M. König,
V. Maisner, K. Ritter, R. Rump, S. Seidenstücker, R. Unmüßig, B. Volkmer, J. Wetzig

weitere an der Untersuchung beteiligte Personen:

G. Acker, C. Beloch, P.M. Bittighofer, R. Brosch, T. Gabrio, A. Gottfried, U. Hack,
C. Heder, G. Horras-Hun, HW. Jaroni, W. Königeter (†), V. Mann, T. Miljanic,
S. Noack, G. Pfaff, H. Schirg, P. Tögel, U. Weidner

Inhalt

1	Einleitung	7
2	Methoden	10
2.1	Untersuchungsdesign und Untersuchungsareale:	10
2.2	Kollektivauswahl	11
2.3	Untersuchungsparameter	11
2.4	Laboranalysen	12
2.5	Statistische Methoden	13
3	Teilnahmeraten und Kollektivbeschreibung	15
4	Anthropometrische Daten	18
5	Humanbiomonitoring	21
5.1	Schwermetalle	21
5.1.1	Blei im Blut - Tab. A3.1	23
5.1.2	Quecksilber im Urin - Tab. A3.2 - A3.3	30
5.1.3	Bewertung der internen Belastung mit Schwermetallen	35
5.2	Organische Schadstoffe	36
5.2.1	DDE in Blut - Tab. A3.4	38
5.2.2	HCB im Vollblut - Tab. A3.5	40
5.2.3	PCB-138, PCB-153 und PCB-180 in Blut - Tab. A3.6 - A3.9	43
5.2.4	Koplanare (non-ortho und mono-ortho substituierte) PCBs in Sammelblutproben - Tab. A3.10 - A3.11	49
5.2.5	PCDD/PCDF in Sammelblutproben - Tab. A3.12 - A3.13	51
5.2.6	Polybromierte Diphenylether in Sammelblutproben - Tab. A3.14 - A3.15	53
5.2.7	Bewertung der internen Belastung mit organischen Schadstoffen	56
6	Atemwegserkrankungen	61
6.1	Prävalenzen	61
6.1.1	Bronchitis/starke Erkältung (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.1	62
6.1.2	Lungenentzündung (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.2	63
6.1.3	Pseudokrupp (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.3	64
6.1.4	Keuchhusten (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.4	65
6.1.5	Lebenszeitprävalenz des Asthma bronchiale (A) – Tab. A4.5	66

6.1.6	Asthma bronchiale oder asthmoide, spastische oder obstruktive Bronchitis (A oder B) – Tab. A4.6	68
6.1.7	Pfeifende oder keuchende Atemgeräusche im Brustkorb (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.7	69
6.1.8	Pfeifende oder keuchende Atemgeräusche im Brustkorb (in den letzten 12 Monaten) – Tab. A4.8	70
6.1.9	Anfälle von Atemnot und Kurzatmigkeit in den letzten 12 Monaten (Jahresprävalenz) – Tab. A4.9 und Tab. A4.10	71
6.2	Bewertung der Häufigkeit von Atemwegserkrankungen	71
7	Allergien und Allergie-Screening	74
7.1	Allergien allgemein	74
7.1.1	Allergie jemals (Lebenszeitprävalenz) - Tab. A5.1 - A5.2	74
7.1.2	Allergie vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.1 - A5.2	75
7.1.3	Allergieart (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.3 - A5.4	76
7.2	Hautallergien	76
7.2.1	Atopische Dermatitis (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.5	76
7.2.2	Atopische Dermatitis vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.5	76
7.2.3	Juckender Hautausschlag (Lebenszeitprävalenz und Jahresprävalenz) – Tab. A5.6	77
7.2.4	Juckender Hautausschlag an bestimmten Stellen (Jahresprävalenz) – Tab. A5.6	77
7.2.5	Milchschorf (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.7	78
7.3	Inhalationsallergien	78
7.3.1	Heuschnupfen (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.8	78
7.3.2	Heuschnupfen vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.8	78
7.3.3	Rhinitis (Lebenszeitprävalenz und Jahresprävalenz) – Tab. A5.9	79
7.3.4	Rhinokonjunktivitis (Jahresprävalenz) – Tab. A5.10	80
7.3.5	Konjunktivitis (Jahresprävalenz) – Tab. A5.10	80
7.4	Lebensmittelallergien/-unverträglichkeiten	80
7.4.1	Lebenszeitprävalenz von Lebensmittelallergien – Tab. A5.11 – A5.12	80
7.5	Allergie-Screening	82
7.5.1	Inhalationsallergene (SX1-Test) – Tab. A5.13	82
7.5.2	Gräserpollen (gx1-Test) – Tab. A5.14	84
7.5.3	Baumpollen (tx6-Test) – Tab. A5.15	85
7.5.4	Allergene aus <i>Ambrosia artemisiifolia</i> (w1-Test) – Tab. A5.16	86
7.5.5	Majorallergen von <i>Ambrosia artemisiifolia</i> (Amb a1-Test) – Tab. A5.17	87
7.5.6	Allergene aus <i>Artemisia vulgaris</i> (w6-Test) – Tab. A5.18	87
7.5.7	Majorallergen von <i>Artemisia vulgaris</i> (Beifuß, Art v1-Test) – Tab. A5.19	89
7.5.8	Kreuzreaktivität zwischen den verschiedenen Tests im Allergie-Screening	89

7.6	Bewertung der Häufigkeit von Allergien und Sensibilisierungen	90
8	Unfälle im Wohnbereich	95
9	Literaturverzeichnis	96
10	Zusammenfassung	103
10.1	Ablauf und Ziele	103
10.2	Anthropometrische Daten	104
10.3	Interne Belastung mit Schwermetallen	104
10.4	Interne Belastung mit organischen Schadstoffen	105
10.5	Häufigkeit von Atemwegserkrankungen	106
10.6	Häufigkeit von Allergien und Sensibilisierungen	108
10.7	Unfälle	110

1 Einleitung

In Fortführung des Projekts Beobachtungsgesundheitsämter, bei dem zuletzt im Winterhalbjahr 2004/05 Viertklässler in ausgewählten Schulbezirken von sechs Gesundheitsämtern auf Umwelteinflüsse untersucht worden waren (Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, 2008), wurde mit dem Programm Monitoring Gesundheit und Umwelt im Winterhalbjahr 2008/09 eine weitere umfangreiche Untersuchungsrunde bei Viertklässlern in Baden-Württemberg durchgeführt.

Fragestellung

Mit dem Monitoring Gesundheit und Umwelt soll der zeitliche und regionale Verlauf von Umweltbelastungen beim Menschen und von gesundheitlichen Wirkungen, die mit Umwelteinflüssen in Verbindung gebracht werden, im Sinne eines Surveys ermittelt werden (Belastungs- und Wirkungsmonitoring). Neben der Weiterverfolgung der bisherigen Fragestellungen (Entwicklung des Body Mass Indexes (BMI), zeitlicher und regionaler Verlauf der Konzentration von Schwermetallen und halogenorganischen Verbindungen im Blut bzw. Urin, Entwicklung der Häufigkeit von Atemwegserkrankungen und Allergien bzw. Sensibilisierungen gegen Inhalationsallergene bei Viertklässlern in Baden-Württemberg) sollte diese Studie auch die Frage klären, ob in bestimmten Regionen im Südschwarzwald, die als Folge des mittelalterlichen Bergbaus hohe Bleikontaminationen im Boden aufweisen, bei den dort lebenden Kindern höhere Blutbleigehalte nach sich ziehen als bei Kindern aus unbelasteten Kontrollregionen. Zusätzlich sollte die Prävalenz von Antikörpern gegen impfpräventable Erkrankungen (Masern, Mumps, Röteln, FSME) erfasst und mit dem Impfstatus der Kinder verglichen werden.

Für die Teilnahme an der Untersuchungsrunde 2008/09 konnten insgesamt 12 Gesundheitsämter gewonnen werden (Tab. 1.1). An zwei Gesundheitsämtern (Landkreis Biberach, Landkreis Heilbronn) wurden dabei keine Blut- und Urinproben gesammelt; die Untersuchung beschränkte sich hier auf die Erhebung des BMI und die Auswertung der Fragen im Elternfragebogen (s. u.).

Tab. 1.1: Teilnehmende Gesundheitsämter

Landratsamt Biberach , Kreisgesundheitsamt	(keine Blut- und Urinproben)
Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald , Gesundheitsamt	
Landratsamt Calw , Abt. 42 Gesundheit und Versorgung	
Landratsamt Emmendingen , Gesundheitsamt	
Landratsamt Hohenlohekreis , Gesundheitsamt	
Landratsamt Heilbronn , Gesundheitsamt	(keine Blut- und Urinproben)
Landratsamt Karlsruhe , Gesundheitsamt	
Landratsamt Lörrach , Fachbereich Gesundheit	
Stadt Mannheim , Fachbereich Gesundheit	
Landratsamt Ortenaukreis , Gesundheitsamt	
Landratsamt Ravensburg , Gesundheitsamt	
Landratsamt Waldshut , Gesundheitsamt	

Untersuchung 2008/09

Die Untersuchung umfasste bei allen teilnehmenden Kindern die Erhebung von Größe und Gewicht sowie die Erhebung von Elternangaben anhand des Fragebogens „Gesundheit, Umwelt, Ernährung und Wohnen“ (s. Anhang A8). Beim Vorliegen der Einverständniserklärungen erfolgte die Entnahme einer Blutprobe und die Abgabe einer Urinprobe. In der Blutprobe wurden die Konzentrationen von Blei, DDE, HCB und den PCB-Kongeneren 138, 153 und 180 gemessen. Zusätzlich wurde die Blutprobe auf spezifische IgE gegen Inhalationsallergene (SX1-Test) und gegen verschiedene Allergenextrakte aus Gräserpollen, Baumpollen, Ambrosia und Beifuß getestet. Weitere Aliquots der Blutprobe wurden auf Antikörper gegen Masern, Mumps, Röteln und FSME untersucht. In Sammelblutproben wurden außerdem non-ortho und mono-ortho substituierte PCB, polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) und polybromierte Diphenylether (PBDE) bestimmt.

Die Durchführung der Untersuchung erfolgte bezüglich der Organisation und des Ablaufes ähnlich wie bei der Untersuchungsrunde 2004/05 (Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, 2008).

Bericht zur Untersuchung 2008/09

Im vorliegenden Bericht stehen die Ergebnisse des Belastungs- und Wirkungsmonitorings der Untersuchung 2008/09 im Vordergrund. Da die Ergebnisse der Untersuchung zu den Antikörpern gegen Masern, Mumps, Röteln und FSME in einem eigenen Berichtsband publiziert worden sind („Impfprävalenz und Immunschutz gegenüber Masern, Mumps, Röteln und FSME bei Viertklässlern in Baden-Württemberg 2008/09“, Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg in Kooperation mit dem Robert Koch-Institut Berlin, 2011), werden sie in diesem Bericht nicht behandelt.

Der Tabellenteil (Anhang A1 bis A6) enthält eine detaillierte Deskription der Parameter einschließlich der Stratifizierung nach bestimmten Gliederungsmerkmalen. Ein Vergleich mit früheren Untersuchungen im Rahmen des Projekts Beobachtungsgesundheitsämter ist nur eingeschränkt möglich, da regelmäßige Untersuchungen nur an einzelnen Gesundheitsämtern durchgeführt werden konnten. Die Ergebnisse aus diesen früheren Untersuchungen sind zum Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen im Anhang A7 graphisch dargestellt.

2 Methoden

2.1 Untersuchungsdesign und Untersuchungsareale:

Als Zielgruppe der Untersuchung wurden wie in den vorangegangenen Untersuchungsjahren Kinder des 4. Schuljahrganges ausgewählt. Kindern kommt eine besondere gesundheitspolitische Bedeutung zu, da ihre körperliche Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist und sie deshalb als eine besonders empfindliche Gruppe gelten.

Das Monitoring Gesundheit und Umwelt besteht aus einem Belastungs- und einem Wirkungsmonitoring und ist als wiederholte Querschnittsuntersuchung angelegt. Dabei wurden in der Untersuchungsrunde 2008/2009 im Winterhalbjahr (Oktober bis März) alle Kinder des 4. Schuljahrganges an den Grundschulen der in Tab. 2.1 angegebenen Orte im Sinne einer Vollerhebung zur Teilnahme an der Untersuchung eingeladen. Die Teilnahme an der Untersuchung war freiwillig.

Tab. 2.1: Untersuchungsorte an den Gesundheitsämtern 2008/09

Gesundheitsamt	Untersuchungsareal
Biberach	Biberach, Burgrieden, Laupheim, Untersulmetingen
Breisgau-Hochschwarzwald	Ehrenkirchen, Glottertal, Heitersheim, Kirchhofen, Münstertal, Staufen, Sulzburg
Calw	Calw-Alzburg, Calw-Heumaden, Gechingen
Emmendingen	Denzlingen, Gutach-Bleibach
Hohenlohekreis	Bretzfeld, Forchtenberg, Forchtenberg-Ernstbach, Kupferzell, Öhringen, Pfedelbach
Heilbronn Landkreis	Bad Rappenau, Eilhofen, Erlenbach, Gundelsheim, Hagenbach, Neuberg, Offenau, Schwaigern, Untergruppenbach
Karlsruhe	Waghäusel
Lörrach	Aitern, Atzenbach, Schönau-Buchenbrand, Geschwend, Todtnau, Wieden
Mannheim	Neckarstadt-West
Ortenaukreis	Biberach, Reichenbach, Seelbach; Kehl, Kehl-Goldscheuer, Kehl-Leutesheim, Kehl-Sundheim, Willstädt, Willstädt-Eckartsweier, Willstädt-Sand
Ravensburg	Aulendorf, Bad Waldsee; Bad-Waldsee-Haisterkirch, Reute, Wolpertswende-Mochenwangen
Waldshut	Bonndorf im Schwarzwald

2.2 Kollektivauswahl

Als zu untersuchende Kollektivgröße wurde in jedem Gesundheitsamtsbezirk eine Zahl von 100 bis 200 Kindern angestrebt. Grundsätzlich wurden alle Kinder der vierten Jahrgangsstufe an den ausgewählten Schulen im Sinne einer Vollerhebung um Teilnahme an der Untersuchung gebeten.

2.3 Untersuchungsparameter

Belastungsmonitoring

Das Belastungsmonitoring umfasste die Bestimmung folgender Elemente bzw. Verbindungen: Blei im Blut, Quecksilber im Urin, HCB, DDE, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 im Blut. Zusätzlich wurden in gepoolten, nach Untersuchungsarealen, Geschlecht und Stillstatus getrennten Blutproben polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF), koplanare PCBs und polybromierte Diphenylether (PBDE) bestimmt.

Wirkungsmonitoring

Das Wirkungsmonitoring umfasste schwerpunktmäßig die Erhebung von Beschwerden und Erkrankungen der Atemwege sowie von allergischen Symptomen und Erkrankungen.

Die Angaben zu Atemwegserkrankungen und Allergien wurden über einen Fragebogen erhoben, der von den Eltern auszufüllen war. Um die Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen im Rahmen des Projekts Beobachtungsgesundheitsämter zu sichern, wurden die Fragen aus früheren Fragebögen übernommen. Die Frageformulierungen stammen im Wesentlichen aus dem in der ISAAC-Studie (International Study on Asthma and Allergies in Childhood) verwendeten Fragenkatalog. Der hier verwendete Fragebogen ist im Anhang A8 abgedruckt.

Im Serum der Kinder wurde ein Allergie-Screening auf Antikörper gegen Inhalationsallergene (SX1) durchgeführt. In der SX1-Antigenmischung sind folgende Komponenten enthalten: d1 *Dermatophagoides pteronyssinus*, e1 Katzenschuppen, e5 Hundeschuppen, g6 Lieschgras, g12 Roggen, t3 Birke, w6 Beifuß, m2 *Cladosporium herbarum*. Damit wird die Sensibilisierung gegenüber den häufigsten Gräser-, Baum- und Kräuterpollen erfasst.

Zusätzliche Laboruntersuchungen wurden mit folgenden Allergenextrakten bzw. Einzelallergenen durchgeführt:

- **gx1** (Mischung von Allergenextrakten aus Gräsern/Frühblühern (Knäuelgras, Wiesenschwingel, Lolch, Lieschgras, Wiesenrispengras)
- **tx6** (Mischung von Allergenextrakten aus Bäumen (Ahorn, Birke, Buche, Eiche, Walnuss)
- **w1** (Allergenextrakt aus dem Beifußblättrigen Traubenkraut, *Ambrosia artemisiifolia*)
- **n Amb a1** (natives Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia*)
- **w6** (Allergenextrakt aus dem Gemeinen Beifuß, *Artemisia vulgaris*)
- **n Art v1** (natives Majorallergen von *Artemisia vulgaris*)

Das Allergie-Screening auf eine Sensibilisierung gegen Pollenallergene aus dem Traubenkraut (*Ambrosia artemisiifolia*) wurde in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, weil davon ausgegangen wird, dass die Pollen dieses aus Amerika eingewanderten Neophyten zu den aggressivsten Allergenen gehören. Um eine spezifische Sensibilisierung gegenüber *Ambrosia artemisiifolia* von Kreuzreaktionen gegenüber artverwandten Allergenen aus Beifuß (*Artemisia vulgaris*) abzugrenzen, wurde neben dem Allergenextrakt aus diesen beiden Kräutern auch die nativen Majorallergene beider Pflanzen im Allergentest eingesetzt.

Zusätzlich zu den genannten Zielgrößen des Belastungs- und Wirkungsmonitorings wurden im Fragebogen bzw. bei der ärztlichen Untersuchung mögliche Einflussgrößen wie Passivrauchen, familiäre Atopiedisposition oder die Anzahl der Amalgamfüllungen erhoben. Außerdem wurden Fragen zur Wohnsituation, zu wohnbezogenen Unfällen und zum Bewegungs- und Ernährungsverhalten gestellt.

2.4 Laboranalysen

Die Bestimmung von Blei im Blut wurde mittels Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Zeemann-Untergrundkompensation in modifizierter Form nach der von Angerer und Schaller beschriebenen Methode durchgeführt (ANGERER & SCHALLER, 1980). Die Bestimmungsgrenze für Blei betrug 12,5 µg/l.

Die Bestimmung von Quecksilber im Urin erfolgte mittels Kaltdampf-AAS durch Reduktion mit Natriumborhydrid nach Anreicherung im Amalgam-System (ERLER & SCHULZ, 1991; GUO & BAASNER, 1992). Die Bestimmungsgrenze betrug 0,2 µg/l.

Die Bestimmung der chlororganischen Verbindungen erfolgte nach gaschromatographischer Trennung mit dem Elektronen-Einfang-Detektor. Bei der Probenaufarbeitung wurde ein Aliquot der Probe mit dem inneren Standard versetzt und dreimal mit einem Gemisch von Petrolether/Aceton (8/2) ausgeschüttelt. Die vereinigten organischen Extrakte wurden am Rotationsverdampfer unter Stickstoffstrom zur Trockene eingengt. Der Rückstand wurde in Petrolether/Aceton (99/1) aufgenommen und über eine Florisilsäule gereinigt. Das Eluat wurde zur Trockene eingengt, in Aceton aufgenommen und über eine DB-5 Säule (Länge 30 m; Innendurchmesser 0,25 mm; Filmdicke 0,25 µm) chromatographiert. Die Bestimmungsgrenze betrug 0,02 µg/l.

Die Validität der Analyseverfahren wurde durch interne und externe Qualitätskontrolle sowie durch die Teilnahme an Ringversuchen und den Austausch realer Proben mit anderen Untersuchungsinstituten abgesichert.

Die Analysen auf PCDD/PCDF, koplanare PCBs und PBDE wurden von der Firma Eurofins GfA GmbH, Münster, vorgenommen. Es wurden jeweils ca. 40 g Blut eingesetzt, dem vor Extraktion des Fettes durch Hexan/Isopropanol (3+2) ¹³C-markierte Standardverbindungen zugesetzt wurden. Die Reinigung und Aufarbeitung des Fettextraktes wurde auf einem Multisäulensystem durchgeführt. Die Messung erfolgte mittels HRGC/HRMS auf einer Quarzkapillare DB-5, 60 m. Pro Verbindung wurden mindestens zwei Isotopenmassen gemessen.

Die Bestimmung der spezifischen IgE gegen SX1, gx1, tx6, w1, Amb a1, w6, und Art v1 im Serum erfolgte mit dem Analysenautomaten Unicap 100 der Firma Pharmacia & Upjohn, der nach dem ELISA-Prinzip arbeitet. Die Kalibrierung erfolgte über eine Eichkurve mit 6 IgE-Standards durch spezielle gerätespezifische Iteration. Durch zwei Standards erfolgte täglich eine Kalibrationskontrolle. Außerdem wurde ein Kontrollserum mitgeführt. Proben unter dem jeweiligen niedrigsten Kalibrierstandard (0,35 kU/l) wurden als negativ, solche darüber als positiv bewertet.

2.5 Statistische Methoden

Hauptziel des Monitorings Gesundheit und Umwelt ist die Beobachtung der Verteilung und Entwicklung der einzelnen Parameter. Diese Untersuchung dient vor allem der

Beschreibung der Ergebnisse aus den einzelnen Untersuchungsgebieten und für alle untersuchten Kinder insgesamt. Vor Eintritt in die Untersuchung wurden mit Ausnahme der Frage, ob in Regionen mit hohen Bleibelastungen der Böden erhöhte Blutbleibelastungen auftreten, keine Hypothesen formuliert. Die Ergebnisse des Belastungs- und Wirkungsmonitorings werden für jedes Untersuchungsareal anhand deskriptiver Statistiken dargestellt. Neben der Deskription für die einzelnen Untersuchungsgebiete werden die Daten auch in geschichteten Analysen in Bezug auf mögliche Einflussgrößen ausgewertet und im Tabellenteil (Anhang) dargestellt.

Die Auswertungen erfolgten mit Hilfe der Statistiksoftware SAS (Version 8.1 bis 9.13, SAS Institute Inc., Cary, USA).

Die Beschreibung der Verteilung stetiger Zielgrößen erfolgt anhand des arithmetischen Mittelwertes (AM), der Standardabweichung (SD), des Medians (P50), der Extreme (Minimum, Maximum) sowie der 5. und 95.-Perzentile (P05 und P95). Bei schief verteilten Zielgrößen, wie z. B. bei Parametern des Belastungsmonitorings, wird für die Bewertung der Median betrachtet, da dieser die Lage der Verteilung in diesen Fällen besser beschreibt als der arithmetische Mittelwert. Die Mediane dieser Verteilungen sind vergleichbar mit geometrischen Mittelwerten aus anderen Untersuchungen.

Für Zielgrößen mit dichotomer oder kategorialer Ausprägung wird die relative Häufigkeit der jeweiligen Antworten in tabellarischer Form getrennt nach Wohnort, Geschlecht, Nationalität und anderen Einflussgrößen angegeben.

3 Teilnahmeraten und Kollektivbeschreibung

Das Ausgangskollektiv der Untersuchung 2008/09 umfasste insgesamt 3061 Kinder, wobei ein Teil dieser Kinder z.B. wegen Krankheit am Untersuchungstag nicht erreichbar war. Für 1750 Kinder liegen ausgefüllte Fragebögen vor, was einem Rücklauf von 57 % entspricht. Im Kreis Ravensburg wurde mit 73 % die höchste Beteiligung erzielt, im Kreis Biberach mit 37 % die geringste (siehe Tab. 3.1). Die prozentuale Verteilung der Teilnehmer auf die einzelnen Gesundheitsämter und die Teilnahmequoten sind in Tab. A1.1 dargestellt.

Tab. 3.1: Teilnahmeraten nach Gesundheitsämtern

Gesundheitsamt	potentielle Teilnehmer		Teilnehmer	
	N	% von Gesamt	n	Teilnahmerate in %
Biberach	243	7,9 %	91	37,4 %
Breisgau-Hochschwarzwald	281	9,2 %	152	54,1 %
Calw	158	5,2 %	71	44,9 %
Emmendingen	176	5,7 %	85	48,3 %
Hohenlohekreis	325	10,6 %	194	59,7 %
Karlsruhe	85	2,8 %	45	52,9 %
Landkreis Heilbronn	495	16,2 %	254	51,3 %
Lörrach	183	6,0 %	124	67,8 %
Mannheim	259	8,5 %	164	63,3 %
Ortenaukreis	449	14,7 %	281	62,6 %
Ravensburg	323	10,6 %	235	72,8 %
Waldshut-Tiengen	84	2,7 %	54	64,3 %
Gesamt	3061	100,0 %	1750	57,2 %

Für die einzelnen Bestandteile der Untersuchung wurden die in Tab. 3.2 dargestellten Beteiligungen erzielt. Ohne Berücksichtigung der Gesundheitsämter Biberach und Landkreis Heilbronn, bei denen keine Blut- und Urinproben gesammelt wurden, lag die Beteiligung bei den Blutproben bei insgesamt 59 %, bei den Urinproben bei 92 % der teilnehmenden Kinder.

Tab. 3.2: Beteiligung an den einzelnen Bestandteilen der Untersuchung

Gesundheitsamt	Anzahl Teilnehmer	Anzahl Blut- bzw. Serumproben	Anzahl Urinproben
Biberach	91	-	-
Breisgau-Hochschwarzwald	152	82 (54 %)	147 (97 %)
Calw	71	47 (66 %)	67 (94 %)
Emmendingen	85	55 (65 %)	78 (92 %)
Hohenlohekreis	194	139 (72 %)	191 (99 %)
Karlsruhe	45	35 (78 %)	41 (91 %)
Landkreis Heilbronn	254	-	-
Lörrach	124	81 (65 %)	120 (97 %)
Mannheim	164	85 (52 %)	134 (82 %)
Ortenaukreis	281	137 (49 %)	255 (91 %)
Ravensburg	235	119 (51 %)	210 (89 %)
Waldshut	54	48 (89 %)	54 (100 %)
Gesundheitsämter mit Probenahme	1405	828 (59 %)	1297 (92 %)
Gesamt	1750	828	1297

Die Geschlechterverteilung war mit 49 % Jungen und 51 % Mädchen nahezu ausgeglichen. Bis auf die Untersuchungsgebiete im Kreis Calw und im Kreis Lörrach umfassten die Kollektive mehr Mädchen als Jungen (Tab. A1.2).

85,2 % der teilnehmenden Kinder hatten die deutsche Staatsbürgerschaft. 5,3 % der Kinder waren türkischer Nationalität, die restlichen 9,5 % verteilten sich auf Angehörige anderer Nationen. Die Kollektive der einzelnen Untersuchungsareale unterscheiden sich deutlich hinsichtlich des Anteils ausländischer Kinder. Während in den Untersuchungsarealen des Gesundheitsamtes Breisgau-Hochschwarzwald 93,6 % der Kinder eine deutsche Staatsbürgerschaft hatten, waren es im Untersuchungsgebiet von Mannheim nur 55,3 % der teilnehmenden Kinder (siehe Tab. A1.2). Außer in Mannheim lag der Anteil deutscher Kinder auch in den Untersuchungsgebieten der Kreise Calw (74 %) und Biberach (80 %) unterhalb des mittleren Anteils von 85 % deutscher Kinder.

Die Störgrößen, die als mögliche Confounder in Betracht gezogen werden, sind in Tab. A1.3 und A1.4 dargestellt. Aufgrund der zum Teil sehr geringen Besetzungszahlen der einzelnen Kategorien sind die für die einzelnen Untersuchungsgebiete ermittelten Anteile mit Vorsicht zu interpretieren. Auffällig erscheint der relativ hohe Anteil von

Vätern mit Hauptschulabschluss in den Untersuchungsgebieten der Gesundheitsämter Lörrach (49 %) und Waldshut (44 %) einerseits und der etwas höhere Anteil von Vätern mit Abitur in den Untersuchungsgebieten der Gesundheitsämter Emmendingen (39 %), Breisgau-Hochschwarzwald (38 %) und Biberach (37 %) andererseits.

Wie bei der Untersuchung von 2004/05 (Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, 2008) war der Anteil von Kindern mit atopischen Erkrankungen in der Familie in Mannheim mit 29,9 % am niedrigsten und in Calw am höchsten (49,0 %). Der Anteil von Schimmel bzw. Feuchtigkeitsflecken in der Wohnung schwankte zwischen 11,1 % im Untersuchungsgebiet des Gesundheitsamtes Karlsruhe und 28,2 % im Untersuchungsgebiet des Gesundheitsamtes Emmendingen (Anteil insgesamt: 19,6 %). Bestätigt hat sich auch in dieser Untersuchung die starke Passivrauchbelastung in Mannheim (40 % Raucherhaushalte). Der höchste Anteil von Kindern mit Amalgamfüllungen wurde mit 14,2 % ebenfalls in Mannheim beobachtet, der niedrigste (1,3 %) im Untersuchungsareal des Gesundheitsamtes Emmendingen. Die meisten Kinder wurden gestillt (85,6%), wobei der Anteil zwischen 76,6 % (Mannheim) und 94,3 % (Calw) lag.

4 Anthropometrische Daten

Alter - Tab. A2.1

Das durchschnittliche Alter der Kinder betrug insgesamt 9,8 Jahre und schwankte in den Untersuchungsgebieten zwischen 9,5 Jahren (Lörrach) und 10,2 Jahren (Landkreis Heilbronn), was im wesentlichen auf die unterschiedlichen Untersuchungszeiträume an den verschiedenen Orten zurückzuführen sein dürfte.

Körpergröße - Tab. A2.1 und Abb. A2.1 - A2.4

Die durchschnittliche Körpergröße bewegte sich bei Jungen zwischen 138,0 cm (Lörrach) und 143,0 cm (Calw, Karlsruhe), bei den Mädchen zwischen 138,0 cm (Lörrach) und 142,2 cm (Landkreis Heilbronn); siehe auch Abbildungen A2.1 - A2.2. Die Abbildungen A2.3 und A2.4 zeigen die Histogramme der Körpergröße für das Gesamtkollektiv.

Körpergewicht - Tab. A2.2 und Abb. A2.5 - A2.8

Das durchschnittliche Gewicht der Jungen variierte zwischen 33,8 kg (Kreis Lörrach) und 40,8 kg (Kreis Karlsruhe), bei den Mädchen zwischen 32,4 kg (Kreis Biberach) und 37,8 kg (Kreis Waldshut-Tiengen); siehe auch Abbildungen A2.5 und A2.6. Die Histogramme zur Gewichtsverteilung für das Gesamtkollektiv sind in den Abbildungen A2.7 und A2.8 dargestellt. Im Gegensatz zur Körpergröße, die eine symmetrische Verteilung aufweist, ist beim Körpergewicht eine rechtsschiefe Verteilung erkennbar.

Das mediane Gewicht der Jungen lag zwischen 31,7 kg (Kreis Lörrach) und 36,5 kg (Kreis Karlsruhe), bei den Mädchen zwischen 30,6 kg (Hohenlohekreis) und 36,5 kg (Kreis Waldshut-Tiengen).

Body Mass Index (BMI) - Tab. A2.2 und Abb. A2.9 - A2.12

Der Mittelwert des Body Mass Index (BMI) schwankte bei den Jungen zwischen 17,4 kg/m² (Biberach, Lörrach, Ravensburg) und 19,7 kg/m² (Karlsruhe), bei den Mädchen zwischen 16,5 kg/m² (Biberach) und 18,8 kg/m² (Mannheim) (Tab. A2.2). Die Verteilungsparameter (Minimum, 3., 5., 10., 25., 50., 75., 90., 95., 97. Perzentile und Maximum) zum BMI der untersuchten Kinder sind in Tab. 4.1 wiedergegeben. Sie entsprechen im wesentlichen den in früheren Untersuchungen beobachteten Werten (s. Abb. 4.1 und Abb. 4.2). In den Abbildungen A2.9 und A2.10 ist die Verteilung des BMI in den

verschiedenen Untersuchungsgebieten dargestellt. Abb. A2.11 und A2.12 zeigen die Histogramme die Verteilung für das Gesamtkollektiv. Wie beim Körpergewicht weist auch der BMI eine rechtsschiefe Verteilung auf.

Tab. 4.1: Verteilungsparameter zum Body Mass Index (BMI) der untersuchten Kinder insgesamt, nach Geschlecht und getrennt für zehnjährige Kinder, 2008/09

BMI								
	Anzahl	Min	25.Perz.	Median	75.Perz.	90.Perz	Max	MW
Alle Kinder	1653	11,9	15,8	17,1	19,2	21,9	33,0	17,8
Mädchen	855	11,9	15,7	17,0	19,1	21,8	33,0	17,7
Jungen	798	12,4	15,9	17,3	19,3	22,2	32,4	18,0
Mädchen 10 Jahre	592	12,6	15,7	17,0	19,1	21,8	33,0	17,7
Jungen 10 Jahre	551	13,2	15,9	17,2	19,1	21,8	32,0	17,9

BMI								
	Anzahl	3.Perz.	5.Perz.	10.Perz.	50.Perz.	90.Perz	95.Perz.	97.Perz.
Alle Kinder	1653	13,9	14,4	14,9	17,1	21,9	23,9	25,6
Mädchen	855	13,8	14,1	14,7	17,0	21,8	23,9	25,0
Jungen	798	14,2	14,5	15,0	17,3	22,2	24,2	26,0
Mädchen 10 Jahre	592	13,7	14,0	14,6	17,0	21,8	23,9	25,1
Jungen 10 Jahre	551	14,3	14,7	15,0	17,2	21,8	23,5	25,8

Zeitliche Entwicklung:

Ein Anstieg der BMI-Werte bei Viertklässlern in Baden-Württemberg konnte im Zeitraum von 1994 bis 2009 anhand der vorliegenden Daten nicht festgestellt werden, die Daten waren über neun Querschnittsuntersuchungen hinweg erstaunlich stabil und vergleichbar (vgl. Abb. 4.1 und Abb. 4.2).

Zeitliche Entwicklung der BMI-Verteilung bei zehnjährigen Schulkindern in BW
Mädchen 10 Jahre / Quelle: Beobachtungsgesundheitsämter 1994 bis 2009

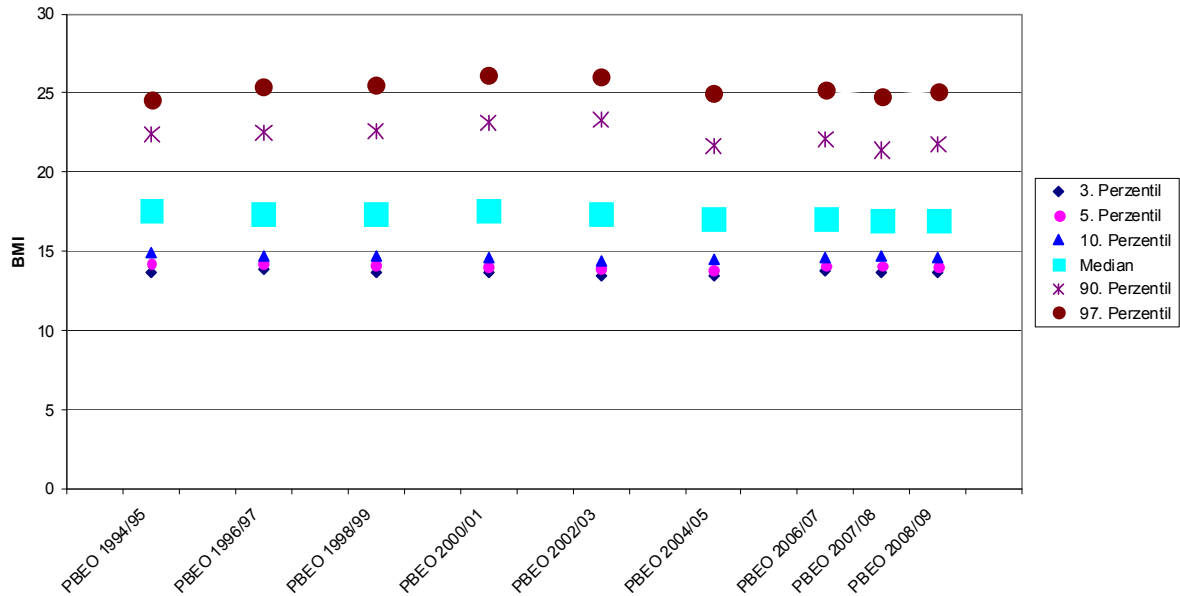


Abb. 4.1: Perzentile der Verteilungen der BMI-Werte von untersuchten Kindern in den Untersuchungen 1994/95 - 2008/09, Mädchen

Zeitliche Entwicklung der BMI-Verteilung bei zehnjährigen Schulkindern in BW
Jungen 10 Jahre / Quelle: Beobachtungsgesundheitsämter 1994 bis 2009

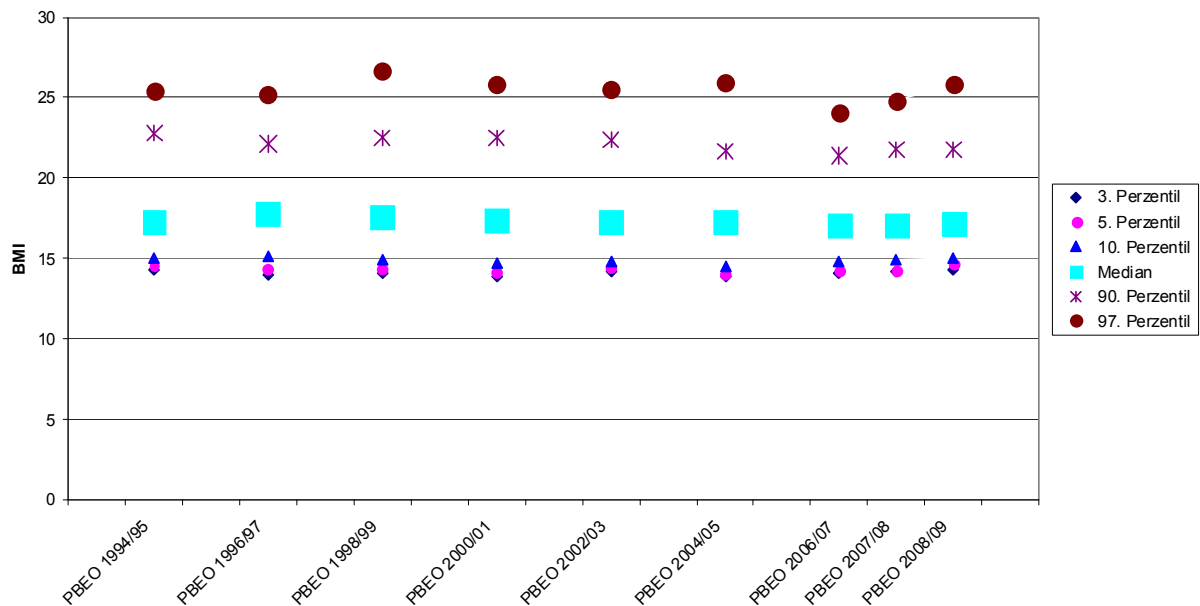


Abb. 4.2: Perzentile der Verteilungen der BMI-Werte von untersuchten Kindern in den Untersuchungen 1994/95 - 2008/09, Jungen

5 Humanbiomonitoring

5.1 Schwermetalle

Die gesundheitliche Bewertung der Schwermetallkonzentrationen erfolgt anhand der Humanbiomonitoring-Werte (HBM-Werte) der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes, 2000), soweit solche Werte vorliegen. Entsprechend des HBM-Werte-Konzeptes ist bei Unterschreitung des HBM-I-Wertes nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen. Bei Überschreitung des HBM-II-Wertes ist eine umweltmedizinische Betreuung der Betroffenen zu veranlassen und es sind, soweit möglich, umgehend Maßnahmen zur Minderung der Belastung zu ergreifen. Im Bereich zwischen HBM-I-Wert und HBM-II-Wert ist eine erhöhte Aufmerksamkeit angezeigt, d.h. durch Kontrolluntersuchungen ist zu prüfen, ob es sich um eine reproduzierbare dauerhafte Erhöhung oder um einen Zufallsbefund handelt (Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes, 1996).

Tab. 5.1 gibt einen Überblick über die derzeit empfohlenen Beurteilungswerte für Blei und Quecksilber. Die bisher für Blei im Blut geltenden HBM-Werte (HBM-I: 100 µg/l und HBM-II: 150 µg/l für Kinder) wurden während der Durchführung unserer Untersuchungen von der HBM-Kommission ausgesetzt. Begründet wurde dies damit, dass auch unterhalb eines Blutbleispiegels von 100 µg/l noch negative Zusammenhänge zwischen dem Bleigehalt im Blut und relevanten Zielgrößen auftreten und daher die Festlegung einer „Wirkschwelle“ zum Blutbleigehalt willkürlich und nicht begründbar sei (Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes, 2009).

Tab. 5.1: Beurteilungswerte für Schwermetalle im Blut bzw. Urin

Analyt und Probenmaterial	Personengruppen	HBM-I	HBM-II
Blei im Vollblut	Kinder bis einschl. 12 Jahre und Frauen im gebärfähigen Alter	ausgesetzt	ausgesetzt
	Übrige Personen		
Quecksilber im Urin	Kinder und Erwachsene	7 µg/l Urin	25 µg/l Urin
		5 µg/g Kreatinin	20 µg/g Kreatinin

Die HBM-Kommission empfiehlt daher die Anwendung der jeweiligen populationsbezogenen Referenzwerte zur umweltmedizinischen Beurteilung von Blutbleispiegeln bei Einzelpersonen, wobei eine analytische Unsicherheit von 10 bis 20 µg/l zu berücksichtigen ist.

gen ist. Diese Werte sind „als vorsorgende Maßnahmewerte zu verstehen, bei deren Überschreitung im Sinne des Minimierungsprinzips unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit expositions mindernde Maßnahmen angebracht und hinsichtlich des Gesundheitsschutzes erfolgversprechend sind“ (Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes, 2009).

Die aktuellen Referenzwerte der HBM-Kommission für Blei und Quecksilber sind in Tab. 5.2 aufgeführt. Diese Werte sind statistisch abgeleitet und orientieren sich jeweils am 95. Perzentil der gemessenen Konzentrationen in einem repräsentativen Bevölkerungsquerschnitt. Als Datenquelle wurde dabei der Kinder-Umwelt-Survey 2003/06 zugrunde gelegt (BECKER et al., 2007).

Tab. 5.2: Referenzwerte für Schwermetalle im Blut und Urin von Kindern*:

Analyt und Probenmaterial	Personengruppe	Bezugsjahr	Referenzwert
Blei im Vollblut	Kinder (3 bis 14 Jahre)	2003/06	35 µg/l
Quecksilber im Morgenurin	Kinder (3 bis 14 Jahre) ohne Amalgamfüllungen	2003/06	0,4 µg/l

* HBM-Kommission Stand 25.01.2011

5.1.1 Blei im Blut - Tab. A3.1

Insgesamt wurden in der Untersuchung 2008/09 bei 825 Kindern die Bleikonzentration im Vollblut gemessen. Die Ergebnisse sind in Tab. A3.1 aufgeführt. Der Median im Gesamtkollektiv lag bei 15,8 µg/l, die höchste Konzentration bei 62,6 µg/l. Die Messwerte zeigen eine deutlich rechtsschiefe Verteilung (Abb. 5.1), was auch in der Differenz zwischen Median (15,8 µg/l) und dem arithmetischen Mittelwert (17,2 µg/l) zum Ausdruck kommt. Das geometrische Mittel lag bei 15,4 µg/l; die logarithmierten Messwerte sind normal verteilt. Die Bestimmungsgrenze betrug 12,5 µg/l; daraus lässt sich eine Ergebnisunsicherheit bei Messwerten im Bereich des Medians von ca. ± 5 µg/l ableiten. Der ehemalige HBM-I-Wert (100 µg/l) wurde in keinem Fall überschritten, bei 31 Kindern (3,75 %) lag die gemessene Bleibelastung oberhalb des vom Umweltbundesamt angegebenen Referenzwertes aus dem Kinder-Umweltsurvey von 2003-2006 in Höhe von 35 µg/l (siehe Tabelle 5.2). Da sich der Referenzwert am 95 Perzentil der Verteilung orientiert, liegt diese Überschreitungshäufigkeit unterhalb der normalerweise zu erwartenden 5 Prozent.

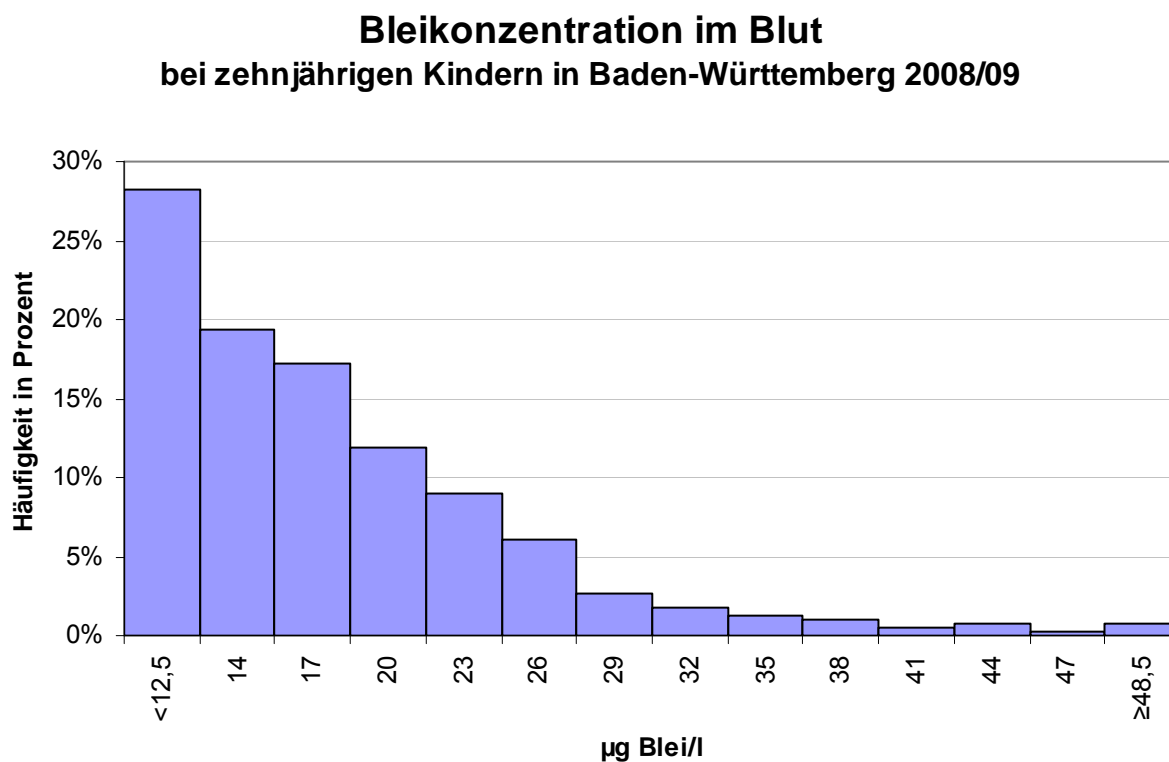


Abb. 5.1: Histogramm für Blei im Blut; Gesamtkollektiv, Daten von 2008/09

Ortsvergleich: Die Mediane an den zehn Untersuchungsgebieten lagen zwischen 13,5 µg/l im Kreis Ravensburg und 18,6 µg/l im Kreis Karlsruhe.

Tab. 5.3: Lineare Regression für Blei im Blut in Abhängigkeit von der Bleibelastung im Boden, dem Geschlecht, der Nationalität und dem Sozialstatus; Untersuchung 2008/09 über alle Untersuchungsorte

Variable	Regressionskoeffizient	p-Wert
Bleibelastungen im Boden	3,31	<0,05
0 geogen nicht belastete Gebiete		
1 geogen belastete Gebiete		
Geschlecht	2,15	<0,05
weiblich		
männlich		
Nationalität	-0,82	0,1
1 deutsche Kinder		
2 türkische Kinder		
3 andere Nationalität		
Sozioökonomischer Status (Schulabschluss des Vaters)	-0,23	0,5
1 kein Schulabschluss/Hauptschulabschluss		
2 Mittlere Reife		
3 Abitur		
R²	0,06	

Einflussfaktoren:

Durch multiple lineare Regression wurde der Einfluss verschiedener Faktoren auf den Bleigehalt im Blut abgeschätzt; die Ergebnisse sind in Tab. 5.3 dargestellt. Insgesamt können die untersuchten Faktoren nur 6 % der Varianz der Bleibelastung im Blut erklären; ihr Einfluss ist damit von untergeordneter Bedeutung.

Vergleich zwischen geogen belasteten und unbelasteten Gebieten: In verschiedenen Gegenden des mittleren und südlichen Schwarzwaldes sind als Folge des mittelalterlichen Erzbergbaus zahlreiche Flächen mit schwermetallhaltigem Abraum aus den Minen belastet. Durch Verwitterungseinflüsse und Überschwemmungen wurden Rückstände aus den Abraumhalden über größere Flächen der Flussauen verteilt. Erhöhte Bleibelastungen im Boden treten auch an Stellen auf, an denen bleihaltige Gesteinsschichten wie z. B. der Wellendolomit des Unteren Muschelkalks an der Oberfläche ausstreichen.

Daten über erhöhte Bleigehalte im Boden sind im Informationssystem „Wasser, Immissionsschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz“ (WIBAS) gespeichert. Dieses System zur informationstechnischen Unterstützung des Aufgabenvollzugs und der Berichterstattung

der Fachbehörden ist Bestandteil des Umwelt-Informations-Systems (UIS) in Baden-Württemberg. Auf der Grundlage dieser Informationen wurden in Zusammenarbeit mit dem Regierungspräsidium Freiburg belastete Regionen ausgewählt und die dazugehörigen Ortschaften zusammengestellt. Für Kinder an den Grundschulen dieser Orte, die an der Untersuchung teilgenommen hatten, wurde dann die Bleibelastung ermittelt und den anderen Untersuchungsdaten zugeordnet. Als Kontrollgruppe dienten Kinder aus unbelasteten Gebieten in den Regierungsbezirken Karlsruhe, Tübingen und Stuttgart (siehe Tab. 5.4). Die Zuordnung der einzelnen Untersuchungsareale (Grundschulen) zu den Belastungs- und Kontrollgebieten ist in Abb. 5.2 dargestellt. Die Anzahl der Bodenproben in den verschiedenen Untersuchungsgebieten und ihre Ergebnisse (Bleigehalte im Boden) sind in Tab. 5.5 aufgeführt.

Tab. 5.4: Untersuchungsareale in Belastungs- und Kontrollgebieten

Gebiete mit erhöhten Bleibelastungen	Untersuchungsareal
Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald	Ehrenkirchen, Glottertal, Heitersheim, Kirchhofen, Münstertal, Staufen, Sulzburg
Landkreis Emmendingen	Denzlingen, Gutach-Bleibach
Landkreis Lörrach	Aitern, Atzenbach, Schönau-Buchenbrand, Geschwend, Todtnau, Wieden
Landkreis Ortenau	Biberach, Reichenbach, Seelbach
Landkreis Waldshut	Bonndorf im Schwarzwald
Kontrollgebiete ohne geogene Bleibelastungen	Untersuchungsareal
Landkreis Calw	Calw-Altburg, Calw-Heumaden, Gechingen
Landkreis Karlsruhe	Waghäusel
Landkreis Hohenlohe	Bretzfeld, Forchtenberg, Forchtenberg-Ernstbach, Kupferzell, Öhringen, Pfedelbach
Stadtkreis Mannheim	Neckarstadt-West
Landkreis Ortenau	Kehl, Kehl-Goldscheuer, Kehl-Leutesheim, Kehl-Sundheim, Willstätt, Willstätt-Eckartsweier, Willstätt-Sand
Landkreis Ravensburg	Aulendorf, Bad Waldsee; Bad-Waldsee-Haisterkirch, Reute, Wolpertswende-Mochenwangen

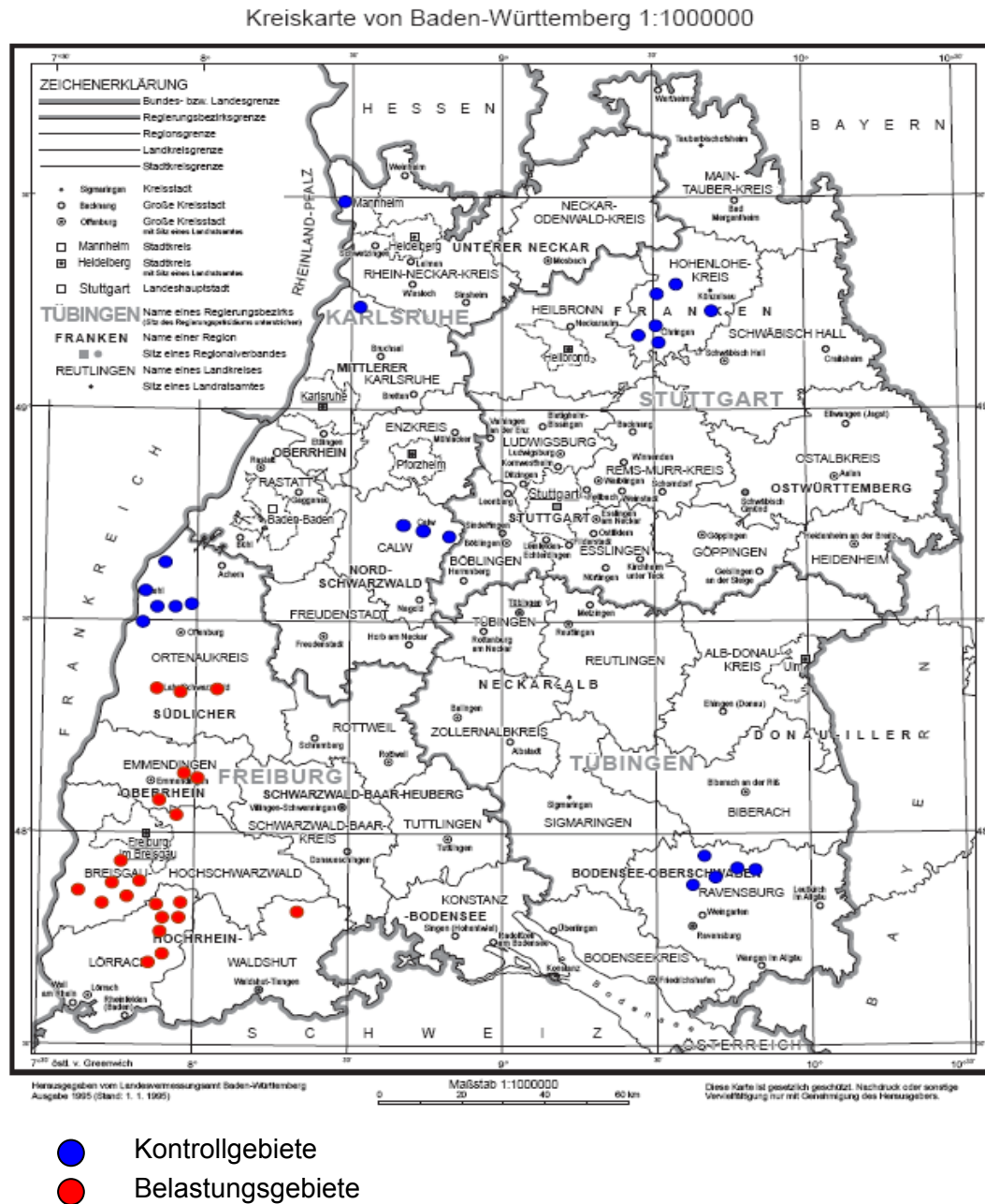


Abb. 5.2: Belastungs- und Kontrollgebiete für Bleibelastungen im Boden

Tab. 5.5: Bleigehalte in den Böden der Untersuchungsareale

Belastungsgebiete								
Landkreis	Anzahl Bodenproben	Min	25.Perz.	Median	75.Perz.	90.Perz	Max	MW
Breisgau	142	23	76	182	655	1332	11600	634
Emmendingen	50	24	54	68	166	292	1485	162
Lörrach	86	19	34	50	225	709	10901	347
Ortenau (belastete Gebiete)	509	6	45	85	185	533	26300	297
Waldshut	220	2	25	44	98	622	8907	328
Alle Belastungsgebiete	1007	2	40	78	214	722	26300	349

Kontrollgebiete								
Landkreis	Anzahl Bodenproben	Min	25.Perz.	Median	75.Perz.	90.Perz	Max	MW
Calw	41	13	24	29	41	90	3530	134
Karlsruhe	106	16	28	37	51	97	264	48
Hohenlohe	32	20	25	31	36	38	94	32
Mannheim	105	12	32	47	78	121	1449	88
Ortenau (unbelastete Gebiete)	136	19	49	63	86	131	194	72
Ravensburg	33	12	21	24	34	54	86	30
Alle Kontrollgebiete	453	12	29	42	68	105	3530	70

Wie aus Tab. A3.1 hervorgeht, unterscheiden sich die Mediane der Blutbleigehalte in den Regionen mit und ohne geogene Bleibelastung um 3,1 µg/l, die Mittelwerte um 3,3 µg/l. Dieser Unterschied ist statistisch signifikant (Mann-Whitney-Test; $p < 0,0001$) und lässt sich auch in der Häufigkeitsverteilung der Proben erkennen (Abb. 5.3). Dem Unterschied zwischen beiden Gruppen kommt jedoch in der gefundenen Größenordnung keine gesundheitliche Relevanz zu; außerdem überlappen die Einzelwerte in beiden Untersuchungsgruppen in weiten Bereichen und sind im Bereich des Medians mit einer analytischen Messunsicherheit von ca. $\pm 33\%$ des Messwertes (95%-Vertrauensniveau) verbunden.

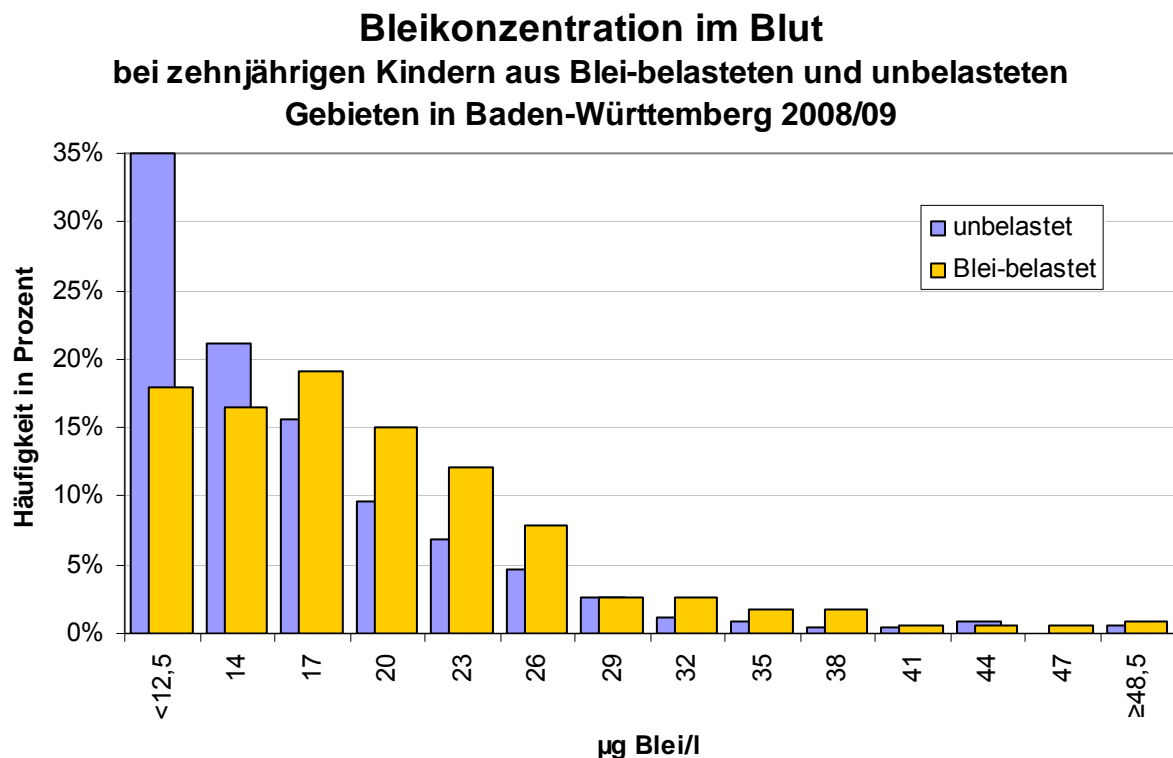


Abb. 5.3: Blei im Blut bei zehnjährigen Kindern aus belasteten und unbelasteten Regionen in Baden-Württemberg

Weitere Einflussfaktoren: Wie aus der Regressionsanalyse ersichtlich ist, wiesen Jungen insgesamt ca. 2 µg/l höhere Bleikonzentrationen auf als Mädchen. Dieser Unterschied erwies sich als signifikant, ist jedoch in der gefundenen Größenordnung ohne direkte gesundheitliche Bedeutung. Kinder mit ausländischer Nationalität hatten im Schnitt etwas niedrigere Blutbleigehalte als deutsche Kinder; die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Die soziale Lage der Kinder, gemessen über die Schulausbildung des Vaters, hatte keinen nennenswerten Einfluss auf die Bleibelastung der Kinder. Eine Passivrauchexposition der Kinder war ebenfalls nicht mit einer Erhöhung der Bleikonzentration im Blut der Kinder verbunden (Tab. A3.1).

Zeitliche Betrachtung: Gegenüber früheren Untersuchungen von Blei im Blut von 10-jährigen Kindern ist ein deutlicher Rückgang zu erkennen. Während die Mediane der Bleikonzentration im Jahr 1992/93 in den drei Untersuchungsgebieten Aulendorf/Bad Waldsee, Ortenaukreis und Mannheim-Neckarstadt noch zwischen 26,8 und 28,5 µg/l lagen, waren sie im Jahr 2008/09 auf etwa die Hälfte dieser Werte (Mediane zwischen 13,5 und 17,3 µg/l) gefallen. Für diese 3 Untersuchungsgebiete ist die zeitliche Entwicklung in Abb. 5.4 über den gesamten Zeitraum der letzten 17 Jahre dargestellt.

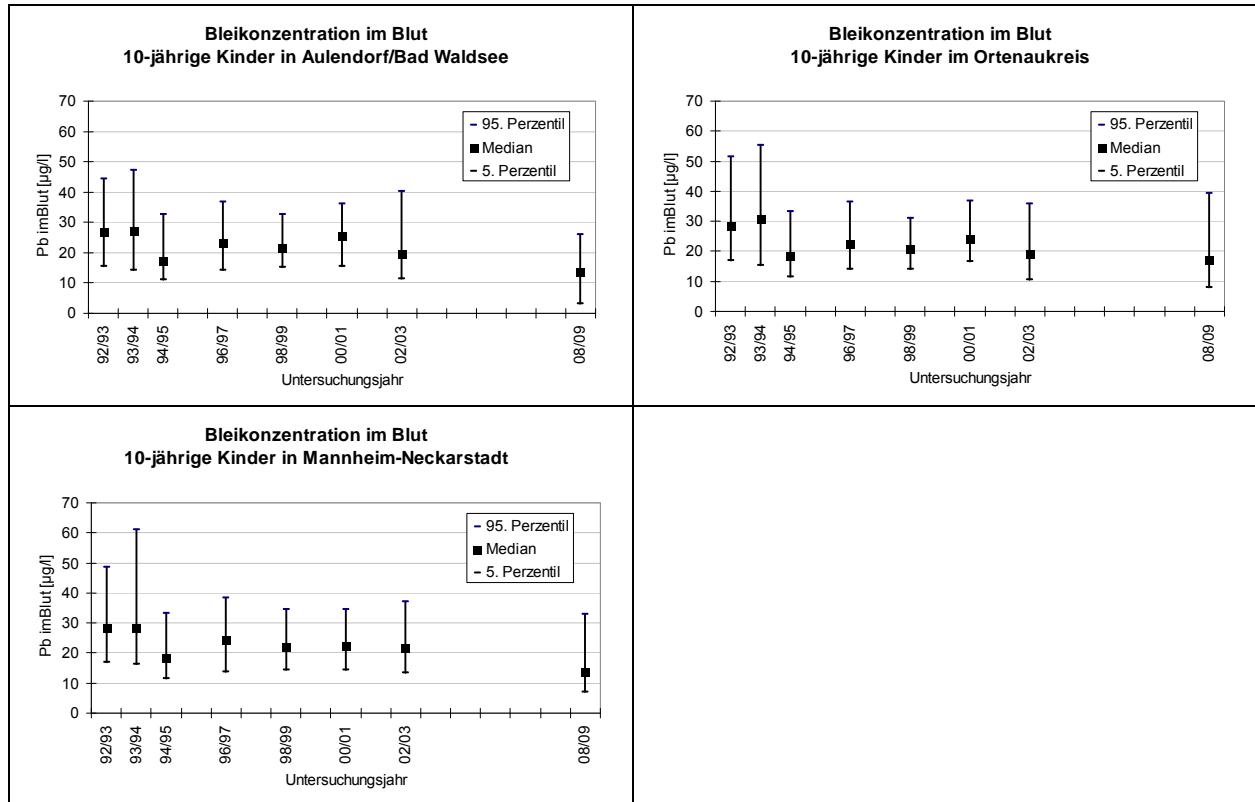


Abb. 5.4: Zeitliche Entwicklung für Blei im Blut in ausgewählten Untersuchungsgebieten; 1992/93 bis 2008/09

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Die Untersuchung auf Blei im Blut war Bestandteil des Kinder-Umwelt-Surveys des Umweltbundesamtes, der vom Mai 2003 bis Mai 2006 durchgeführt wurde (BECKER et al., 2007). Daran nahmen 407 Kinder im Alter zwischen 9 und 11 Jahren teil. Der Median für diese Altersgruppe betrug 15,6 µg/l, das 95. Perzentil 31,4 µg/l, der arithmetische Mittelwert 17,4 µg/l und das geometrische Mittel 15,6 µg/l. Diese Zahlen sind nahezu identisch mit unseren Untersuchungsergebnissen. Jungen hatten im Kinder-Umwelt-Survey signifikant höhere Bleikonzentrationen im Blut als Mädchen (mittlerer Unterschied 2,5 µg/l); Kinder mit Migrationshintergrund waren signifikant geringer belastet als Kinder ohne Migrationshintergrund (mittlere Differenz 1,8 µg/l), und mit höherem Sozialstatus nahm die Bleibelastung ab (Unterschied 1,9 µg/l zwischen hohem und niedrigem Sozialstatus). In einer Untersuchung von 6-jährigen Kindern in Nordrhein-Westfalen wurden im Jahr 2000 Blutbleigehalte (geometrische Mittelwerte) von 31 µg/l in industriell belasteten Gebieten und von 21 µg/l in ländlichen Gebieten gefunden (WILHELM et al., 2005).

In Frankreich wurde in einer Untersuchung im Jahr 2008/09 bei 1- bis 6-jährigen Kindern als geometrischer Mittelwert ein Blutbleigehalt von 15,1 µg/l (95%CI 14,7- 15,5

$\mu\text{g/l}$) ermittelt (ETCHEVERS et al., 2010). Diese Werte unterscheiden sich nicht nennenswert von den Ergebnissen in Deutschland. Deutlich niedrigere Blutbleikonzentrationen sind dagegen in den Vereinigten Staaten von Amerika bei 6- bis 11-jährigen Kindern im National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) im Jahr 2007/08 gemessen worden (Department of Health and Human Services, 2011), wobei hier empfindlichere Messmethoden als in der vorliegenden Untersuchung eingesetzt wurden. Der geometrische Mittelwert der Bleibelastung im Blut betrug in dieser Untersuchung $9,9 \mu\text{g/l}$ (95% CI $9,1 - 10,7 \mu\text{g/l}$). In einer kanadischen Untersuchung, die vom März 2007 bis zum Februar 2009 durchgeführt wurde, ergab sich für 6- bis 11-jährige Kinder ein ebenfalls niedriges geometrisches Mittel von $9,0 \mu\text{g/l}$ (95%CI $8,1-9,9 \mu\text{g/l}$) (BUSHNIK et al., 2010).

5.1.2 Quecksilber im Urin - Tab. A3.2 - A3.3

In der Auswertung zur Quecksilberkonzentration konnten die Urinproben von 1294 Kindern berücksichtigt werden, bei denen neben der Urinprobe auch ein ausgefüllter Fragebogen vorlag. Dabei wurde neben der Konzentration von Quecksilber auch der Kreatinin-Gehalt bestimmt, sofern eine ausreichende Urinmenge zur Verfügung stand. Die tabellarische Darstellung der Quecksilberkonzentrationen erfolgte in Tab. A3.2 für die auf das Urinvolumen bezogenen Konzentrationen. Der Median des Kreatiningehalts lag insgesamt bei $1,10 \text{ g/l}$, der arithmetische Mittelwert bei $1,13 \text{ g/l}$.

In 95 % der untersuchten Proben lag der Quecksilbergehalt unterhalb der Nachweisgrenze von $0,2 \mu\text{g/l}$. Deshalb lag auch der Median unterhalb der Nachweisgrenze. Die Verteilung der Quecksilberkonzentrationen des Gesamtkollektivs ist in Abb. 5.5 dargestellt.

**Quecksilberkonzentrationen im Urin
bei zehnjährigen Schulkindern in Baden Württemberg 2008/09
(n=1294)**

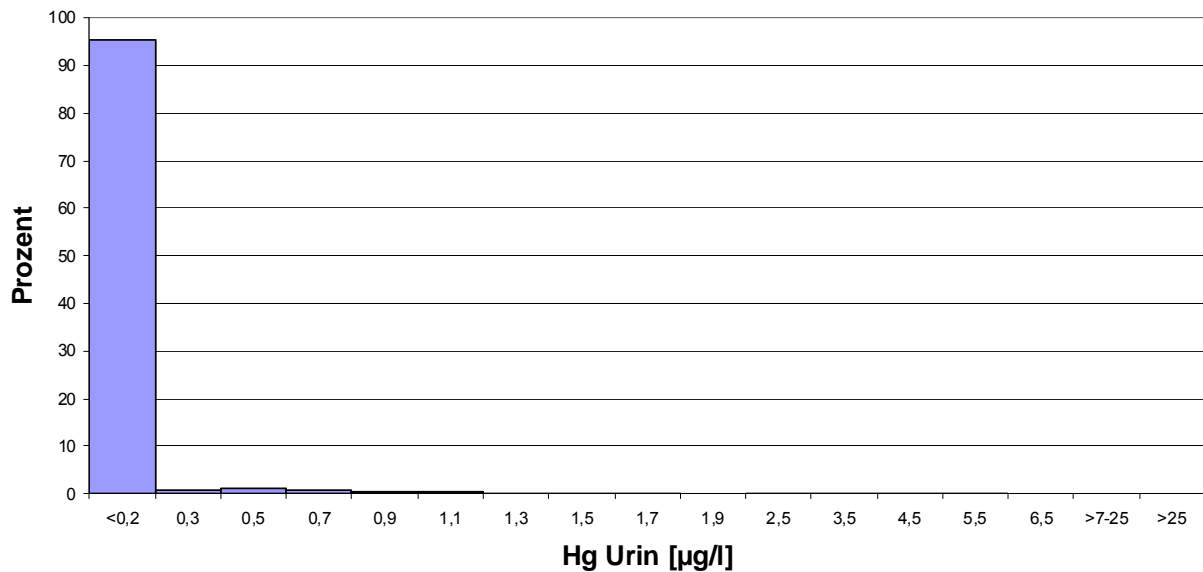
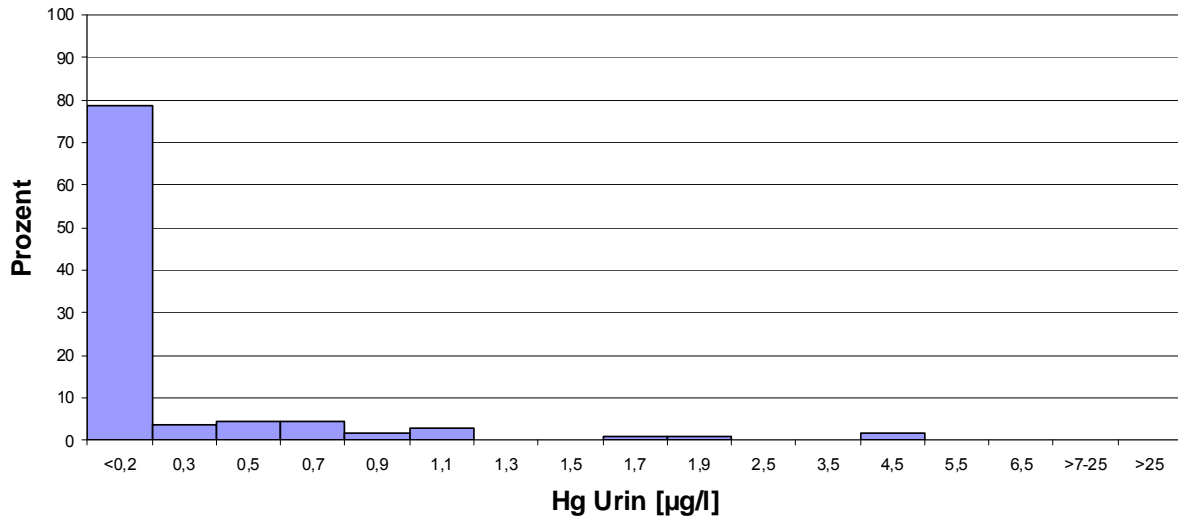


Abb. 5.5: Histogramm der Quecksilberkonzentration im Urin, Untersuchung 2008/09

Abb. 5.6 a und b zeigen die Ergebnisse für Kinder mit und ohne Amalgamfüllungen getrennt. Bei 108 Kindern waren Amalgamfüllungen vorhanden; der Anteil der Kinder mit Amalgamfüllungen lag damit bei ca. 8 %, und war damit gegenüber der Untersuchungsrunde 2004/05, bei der noch 20 % Kinder mit Amalgamfüllungen beobachtet wurden, deutlich gesunken. Während bei den Kindern mit Amalgamfüllungen ein Maximum von 3,92 µg/l gefunden wurde, lag der höchste Wert bei den Kindern ohne Amalgamfüllungen bei 1,18 µg/l (Tab. A3.2). Das 95. Perzentil lag bei den Kindern ohne Amalgamfüllungen unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 µg/l und damit deutlich unterhalb des Referenzwertes des Umweltbundesamtes von 0,4 µg/l, der sich auf den Kinder-Umwelt-Survey von 2003-2006 bezieht (siehe Tab. 5.2). In keinem Fall wurden Überschreitungen des HBM-I-Wertes (7 µg/l) gefunden.

**Quecksilberkonzentrationen im Urin
bei zehnjährigen Schulkindern mit Amalgamfüllungen
in Baden Württemberg 2008/09
(n=108)**



**Quecksilberkonzentrationen im Urin
bei zehnjährigen Schulkindern ohne Amalgamfüllungen
in Baden Württemberg 2008/09
(n=1141)**

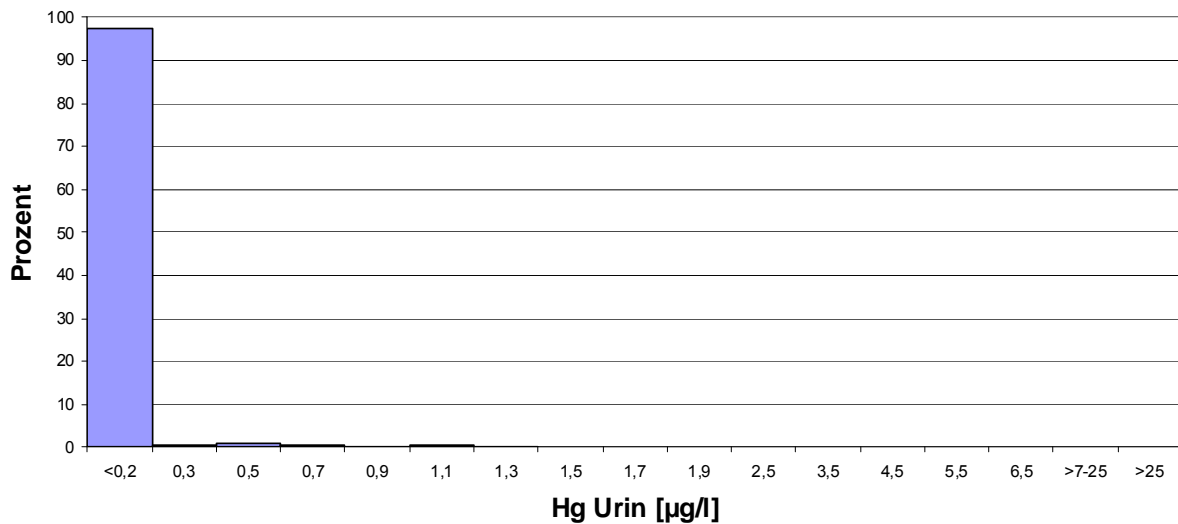


Abb. 5.6 a und b: Histogramm der Quecksilberkonzentrationen im Urin, Kinder mit und ohne Amalgamfüllungen, Untersuchung 2008/09

Einflussfaktoren: Die Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse für Quecksilber im Urin sind in Tab. 5.6 aufgeführt. Da in 95 Prozent der untersuchten Proben die Nachweisgrenze von 0,2 µg/l unterschritten war, waren der Untersuchung von Einflussfaktoren

ren auf die Quecksilberkonzentration Grenzen gesetzt. Den deutlichsten Einfluss hatte die Anzahl der Amalgamfüllungen; etwa 20 % der Varianz der Quecksilberwerte werden durch diesen Parameter erklärt. Der Median der Quecksilberbelastung bei Kindern mit mehr als 3 Amalgamfüllungen lag bei 0,3 µg/l; in dieser Gruppe war ebenfalls die Probe mit der höchsten Quecksilberbelastung zu finden.

Die anderen Variablen im Modell erklären weniger als 2 % der Varianz. Ausländische Kinder haben signifikant höhere Quecksilberkonzentrationen als deutsche Kinder; der Anteil der Kinder mit Amalgamfüllungen ist in dieser Gruppe deutlich höher als bei den deutschen Kindern. Die Kreatininkonzentration kann als ein Maß für die Dichte des Urins angesehen werden, möglicherweise erklärt sich hieraus die Signifikanz dieses Faktors in der Regressionsanalyse.

Tab. 5.6: Lineare Regression für Quecksilber im Urin in Abhängigkeit vom Geschlecht, von der Nationalität, dem Fischverzehr in den letzten 48h, der Anzahl der Amalgamfüllungen, den Kreatininwerten und vom Sozialstatus; Untersuchung 2008/09 über alle Untersuchungsorte

Variable	Regressionskoeffizient	2008/09 N = 1072 p-Wert
Geschlecht	0,002	0,17
weiblich		
männlich		
Nationalität	0,032	<0,05
1 deutsche Kinder		
2 türkische Kinder		
3 andere Nationalität		
Fischverzehr in den letzten 48 Stunden	0,009	0,59
0 nein		
1 ja		
Anzahl der Amalgamfüllungen	0,165	<0,05
Kreatinin	0,0003	<0,05
Sozioökonomischer Status (Schulabschluss des Vaters)	-0,004	0,53
1 kein Schulabschluss/Hauptschulabschluss		
2 Mittlere Reife		
3 Abitur		
R²		0,21*

*Davon fast 0,20 durch Anzahl der Amalgamfüllungen erklärt, d.h. die anderen Variablen im Modell erklären weniger als 2 % der Varianz der Quecksilberwerte.

Zeitliche Betrachtung: Insgesamt scheint die Konzentration von Quecksilber im Urin gegenwärtig noch weiter abzunehmen. So lag der Mittelwert für die untersuchten Kinder in der Untersuchungsrunde 2002/03 noch bei 0,31 $\mu\text{g/l}$ und in der in der Untersuchung 2004/05 bei 0,24 $\mu\text{g/l}$, wobei wegen der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete im Vergleich zu den früheren Untersuchungen eine Trendbewertung nur unter Vorbehalt möglich ist. In Abb. 5.7 ist der Trend an den drei Untersuchungsorten gezeigt, in denen die Quecksilberkonzentration seit 1992/93 untersucht wurde. Dabei ist insbesondere am 95. Perzentil eine deutliche Abnahme zu erkennen. Ursache für diese Entwicklung ist mit großer Wahrscheinlichkeit der starke Rückgang der Amalgamfüllungen bei Kindern: Während der Anteil der 10-jährigen Kinder mit Amalgamfüllungen in der Untersuchung 1996/97 noch bei 42 % lag, war er im Untersuchungsjahr 2004/05 schon auf 20 % gesunken. In der vorliegenden Untersuchungsrunde 2008/09 hatten nur noch 8,6 % der untersuchten Kinder Amalgamfüllungen.

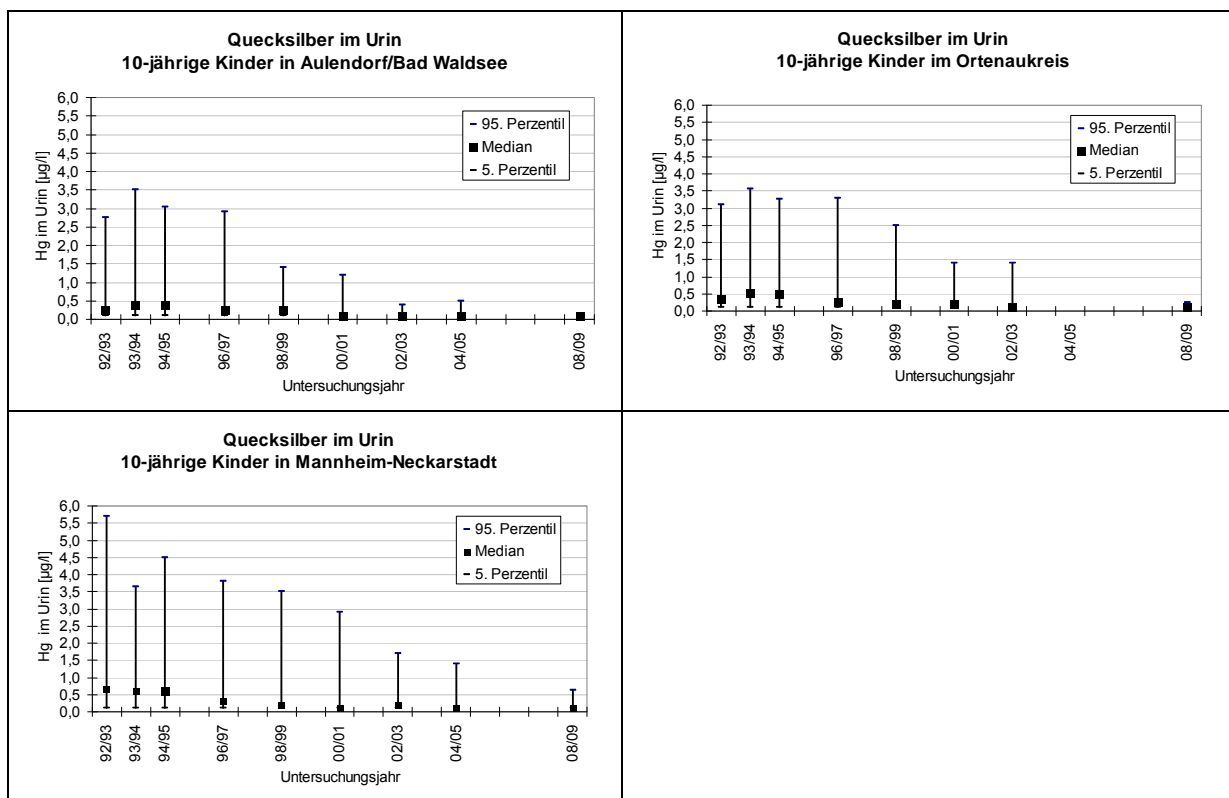


Abb. 5.7: Zeitliche Entwicklung für Quecksilber im Urin in ausgewählten Untersuchungsgebieten; 1992/93 bis 2008/09

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Im Kinder-Umwelt-Survey (KUS) im Rahmen des Kinder- und Jugendgesundheits surveys (KIGGS) wurde zwischen 2003 und 2006 bei 434 Kindern im Alter zwischen 9 und 11 Jahren für Quecksilber im Urin ein Median unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 $\mu\text{g/l}$ ermittelt; das 95. Perzentil lag bei 0,5

$\mu\text{g/l}$; der arithmetische Mittelwert betrug $0,16 \mu\text{g/l}$, und das geometrische Mittel lag unterhalb von $0,1 \mu\text{g/l}$ (BECKER et al., 2007). Dies unterscheidet sich nicht wesentlich von den Ergebnissen bei den in Baden-Württemberg untersuchten Kindern. Bei tschechischen Kindern im Alter zwischen 8 und 10 Jahren wurde im Jahr 2008 für den Median ein Wert von $0,16 \mu\text{g/g}$ Kreatinin und für das 95. Perzentil ein Wert von $1,01 \mu\text{g/g}$ Kreatinin gefunden (PUKLOVÁ et al., 2010). Geht man von einem durchschnittlichen Kreatiningehalt von $1,1 \text{ g/l}$ Urin aus, liegen diese Ergebnisse etwas höher als bei den Kindern aus Deutschland. In den Vereinigten Staaten von Amerika wurden dagegen im Jahr 2007/08 bei 6- bis 11-jährigen Kindern mit einem geometrischen Mittelwert von $0,36 \mu\text{g/l}$ (95% CI $0,26 - 0,35 \mu\text{g/l}$) höhere Quecksilberbelastungen im Urin gefunden (Department of Health and Human Services, 2011).

5.1.3 Bewertung der internen Belastung mit Schwermetallen

Die in der Untersuchung 2008/09 ermittelten Konzentrationen von Blei im Blut und von Quecksilber im Urin von Viertklässlern liegen insgesamt in einem ähnlichen Bereich wie die Ergebnisse aus dem Kinder-Umwelt-Survey 2003/06 des Umweltbundesamtes.

Vergleich verschiedener Einflussfaktoren

Zeitliche Einflüsse: Sowohl für Blei im Blut als auch für Quecksilber im Urin ist im Vergleich zu den früheren Untersuchungen im Rahmen des Projekts Beobachtungsgesundheitsämter ein weiterer Rückgang der Belastung zu erkennen. Bei Quecksilber im Urin liegen inzwischen mehr als 95 % der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze von $0,2 \mu\text{g/l}$.

Regionale Einflüsse: In den Regionen des Schwarzwaldes mit geogenen Bleibelastungen konnten bei den 10-jährigen Kindern geringfügig höhere Bleibelastungen im Blut ermittelt werden (Differenz beim arithmetischen Mittelwert: $3,3 \mu\text{g/l}$), wobei die gesundheitliche Relevanz dieser Differenz jedoch gering sein dürfte. Beim Quecksilber im Urin waren regionale Einflüsse nicht mehr erkennbar.

Weitere Einflussgrößen: Beim Blei im Blut zeigte sich ein geringfügiger Einfluss durch das Geschlecht. Als Haupteinflussfaktor auf die Quecksilberkonzentrationen im Urin bestätigte sich die Zahl der Amalgamfüllungen; ausländische Kinder hatten höhere Quecksilberkonzentrationen als deutsche Kinder, vor allem bedingt durch häufigere Amalgamfüllungen bei ausländischen Kindern.

Bewertung

Bewertung zeitliche Trends: Aufgrund des Rückgangs der Bleieinträge in die Umwelt, die auch in den rückläufigen Bleigehalten im Feinstaub der Außenluft zu erkennen sind (Landesanstalt für Umwelt, 2006, Landesanstalt für Umwelt, 2010), ist auch in Zukunft eine weitere Abnahme der Bleibelastung im Blut zu erwarten. Die Quecksilberbelastung im Urin ist insbesondere aufgrund des Rückgangs von Amalgamfüllungen in den letzten Jahren deutlich gesunken. Aber auch bei Kindern ohne Amalgamfüllungen ist ein Trend zu niedrigeren Quecksilberbelastungen zu erkennen, was auf einen weiteren Rückgang der Quecksilbereinträge in die Umwelt hindeutet.

Für Blei im Blut konnten in epidemiologischen Untersuchungen auch noch unterhalb von 100 µg/l Zusammenhänge mit neuropsychologischen Zielgrößen gefunden werden, ohne dass hierfür eine definierte Wirkschwelle festgelegt werden könnte (Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes, 2009; WILHELM et al., 2010). Insofern ist der weitere Rückgang der Bleibelastung im Blut aus umweltmedizinischer Sicht zu begrüßen.

Bewertung Ortsunterschiede: In den geogen bleibelasteten Gebieten im Schwarzwald sind zwar im Median bzw. Mittelwert geringfügig höhere Blutbleikonzentrationen erkennbar, dem Unterschied in der ermittelten Größenordnung von 3 µg/l kommt jedoch keine gesundheitliche Relevanz zu. Die Einzelwerte in beiden Untersuchungsgruppen überlappen in weiten Bereichen und sind mit einer analytischen Unsicherheit von ca. 30 % des Messwertes behaftet.

Bewertung sonstige Einflüsse: Die geschlechtsspezifischen Einflüsse und die Unterschiede aufgrund der Nationalität bei der Blei- bzw. Quecksilberbelastung der Kinder sind gering und haben keine gesundheitliche Relevanz.

Gesundheitlich relevante Einzelergebnisse: Deutlich erhöhte Einzelwerte – entsprechend der Beurteilungskriterien der HBM-Kommission – waren bei der Untersuchung 2008/09 weder für Blei im Blut noch für Quecksilber im Urin zu beobachten.

5.2 Organische Schadstoffe

Die Konzentrationsangaben der organischen Schadstoffe in den Einzelblutproben beziehen sich auf das Volumen des Vollblutes. Eine direkte Umrechnung auf die Konzentration im Blutfett ist ohne Kenntnis des individuellen Fettgehalts im Vollblut nicht

möglich. Für eine grobe Abschätzung kann davon ausgegangen werden, dass das Serum etwa 55 % des Blutvolumens ausmacht und nahezu die gesamte Lipidmenge enthält. Bei einem durchschnittlichen Lipidgehalt im Serum von ca. 5,5 g/l beträgt der Lipidgehalt des Vollblutes somit etwa 3 g/l. Daher muss der auf das Vollblut bezogene Wert ($\mu\text{g/l}$ Vollblut) etwa durch den Faktor 3 geteilt werden, um den auf Blutfett bezogenen Wert ($\mu\text{g/g}$ Blutfett) abzuschätzen.

Einen Überblick über die in der Untersuchung 2008/09 ermittelten Konzentrationen an organischen Schadstoffen im Vergleich zu den Ergebnissen der Untersuchungen von 1996/97, 1998/99, 2000/01, 2002/03 und 2004/05 zeigt Tab. 5.7.

Tab. 5.7: Organische Schadstoffe; Untersuchungen 1996/97, 1998/99, 2000/01, 2002/03, 2004/05 und 2008/09 (Bereich der Mediane bzw. der gewichteten Mittelwerte[§] an den jeweiligen Untersuchungsorten)

Einzelblutproben	Mediane 1996/97	Mediane 1998/99	Mediane 2000/01	Mediane 2002/03	Mediane 2004/05	Mediane 2008/09
DDE in Blut [$\mu\text{g/l}$]	0,28 - 0,36	0,17 - 0,29	0,18 - 0,22	0,14 - 0,21	0,11 - 0,16	0,08 - 0,15
HCB in Blut [$\mu\text{g/l}$]	0,17 - 0,21	0,10 - 0,17	0,09 - 0,13	0,07 - 0,08	0,06 - 0,08	0,05 - 0,08
Summe PCB 138, 153, 180 in Blut [$\mu\text{g/l}$]	0,42 - 0,53	0,26 - 0,49	0,22 - 0,34	0,12 - 0,31	0,14 - 0,28	0,09 - 0,23
Sammelblutproben:	gewichtete Mittelwerte 1996/97	gewichtete Mittelwerte 1998/99	gewichtete Mittelwerte 2000/01	gewichtete Mittelwerte 2002/03	gewichtete Mittelwerte 2004/05	gewichtete Mittelwerte 2008/09
mono-ortho PCBs	[$\mu\text{g/l}$]	[$\mu\text{g/l}$]	[ng/g Blutfett]	[ng/g Blutfett]	[ng/g Blutfett]	[ng/g Blutfett]
PCB 105	n.n.	n.n.	0,7 - 1,3	0,8 - 1,9	0,6 - 1,0	0,5 - 0,8
PCB 118	0,03 - 0,05	n.n.	4,3 - 6,9	5,9 - 9,9	4,1 - 7,2	2,7 - 5,6
PCB 156	0,01 - 0,03	n.n.	1,9 - 6,2	2,6 - 7,3	1,6 - 6,9	1,2 - 5,5
non-ortho PCBs	[pg/g Fett]	[pg/g Fett]	[pg/g Fett]	[pg/g Fett]	[pg/g Fett]	[pg/g Fett]
PCB 77	n.a.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
PCB 126	35,6 - 43,4	31,9 - 66,7	25 - 46	<15 - 24	<20 - 38	16 - 29
PCB 169	19,2 - 39,4	14,9 - 43,7	11 - 34	<9 - 16	10 - 37	9 - 31
PCDD/PCDF in Sammelblutproben [pg TEQ (WHO 1998)/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]	[pg I-TEQ/g Fett]
	6,8 - 9,2	9,0 - 11,4	5,6 - 7,4 #	4,1 - 6,5 #	3,7 - 7,8 #	4,2 - 8,5 #

n.n.: nicht nachweisbar

n.a.: nicht auswertbar

Kongenere unterhalb der Nachweisgrenze wurden mit halber Nachweisgrenze berücksichtigt

§ gewichtet nach der Anzahl der Probanden, von denen die einzelnen Sammelblutproben stammten

5.2.1 DDE in Blut - Tab. A3.4

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf DDE im Vollblut sind in Tab. A3.4 dargestellt. Für das Gesamtkollektiv lag der Median der DDE-Konzentration bei 0,11 µg/l Blut, der arithmetische Mittelwert bei 0,20 µg/l, und der geometrische Mittelwert bei 0,12 µg/l. Wie aus der Differenz zwischen Median und arithmetischem Mittelwert deutlich wird, liegt eine rechtsschiefe Verteilung der Messwerte vor (siehe auch Abb. 5.8).

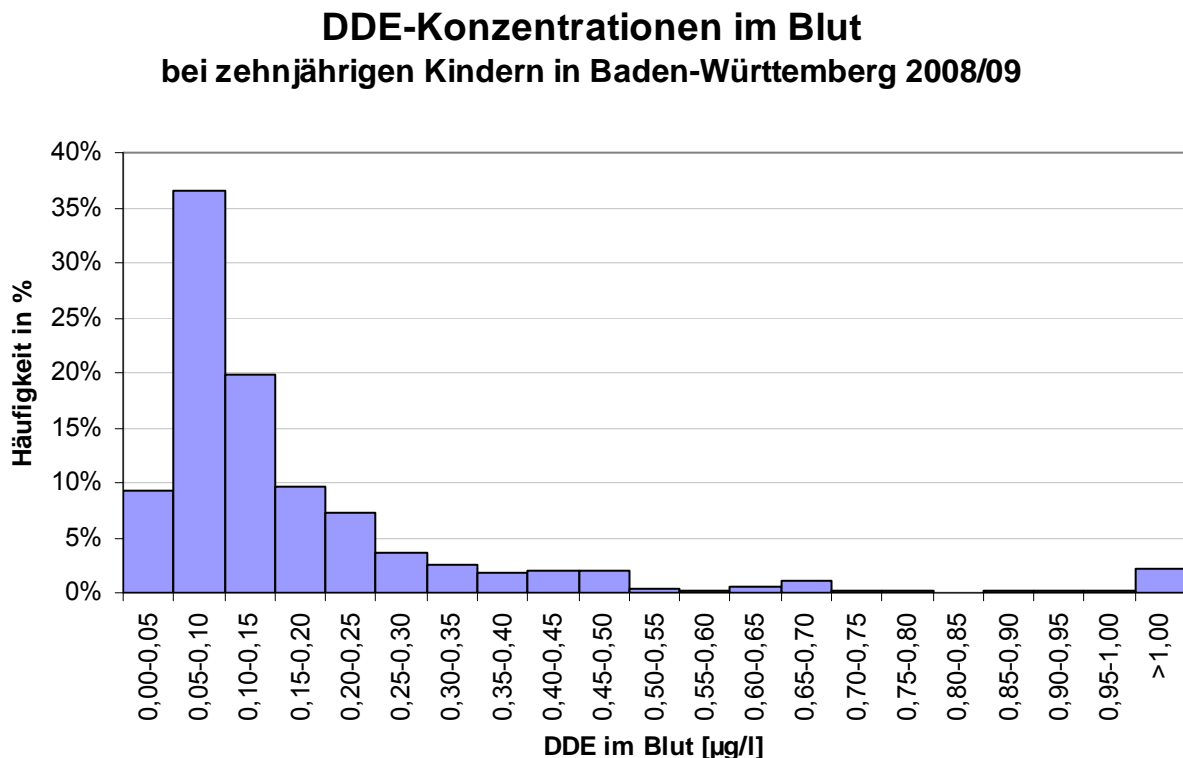


Abb. 5.8: Häufigkeitsverteilung DDE im Blut bei zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg; Untersuchung 2008/09

Ortsvergleich: Aufgrund der zum Teil geringen Fallzahlen sind Ortsvergleiche nur eingeschränkt möglich. Der höchste Median wurde in der Region Breisgau-Hochschwarzwald (0,15 µg/l) gemessen, den niedrigsten Median wies wie in der Vergangenheit die Region Calw (0,08 µg/l) auf.

Einflussfaktoren: Der Einfluss verschiedener Faktoren wurde über eine multiple lineare Regressionsanalyse abgeschätzt (Tab. 5.8). Das Geschlecht hatte keinen Einfluss auf die gemessenen DDE-Konzentrationen. Während bei deutschen und türkischen Kindern ähnliche DDE-Konzentrationen gemessen wurden, wurden bei Kindern anderer Nationalität im Durchschnitt etwas höhere DDE-Konzentrationen beobachtet. Ein höherer

BMI war mit einer geringeren DDE-Konzentration im Blut korreliert. Gestillte Kinder wiesen deutlich höhere DDE-Konzentrationen auf (Median 0,12 µg/l) als nicht gestillte Kinder (Median 0,07 µg/l). Insgesamt erklären die betrachteten Einflussfaktoren lediglich 12 % der beobachteten Varianz der DDE-Werte.

Tab. 5.8: Lineare Regression für DDE im Blut in Abhängigkeit vom Geschlecht, von der Nationalität, dem Body Mass Index (BMI), der Stilldauer und vom Sozialstatus; Untersuchung 2008/09 über alle Untersuchungsorte

2008/09 N = 623		
Variable	Regressionskoeffizient	p-Wert
Geschlecht	0,004	0,86
weiblich		
männlich		
Nationalität	0,14	<0,05
1 deutsche Kinder		
2 türkische Kinder		
3 andere Nationalität		
BMI	-0,018	<0,05
Stilldauer in Wochen	0,004	<0,05
Sozioökonomischer Status (Schulabschluss des Vaters)	0,023	0,18
1 kein Schulabschluss/Hauptschulabschluss		
2 Mittlere Reife		
3 Abitur		
R²		0,12

Zeitliche Betrachtung: Gegenüber den bisherigen Untersuchungsrounden zeigt sich ein weiterer Rückgang der DDE-Konzentration im Blut. Für die Untersuchungsareale Aulendorf/Bad Waldsee, Ortenaukreis und Mannheim-Neckarstadt ist die zeitliche Entwicklung über die letzten 12 Jahre in Abb. 5.9 dargestellt.

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Im Kinder-Umwelt-Survey lag der Median bei den Kindern im Alter von 9 bis 11 Jahren bei 0,18 µg/l, das 95. Perzentil bei 0,84 µg/l. Als geometrischer Mittelwert wurde für diese Altersgruppe eine Konzentration von 0,201 µg/l angegeben (BECKER et al., 2007). Diese Werte sind deutlich höher als die in der vorliegenden Untersuchung in Baden-Württemberg ermittelten DDE-Gehalte. Neben dem Einfluss des Stillens wurden im Kinder-Umwelt-Survey Einflüsse aus dem sozioökonomischen Status und dem Migrationshintergrund sowie dem Wohnort (Ost- bzw. Westdeutschland) beschrieben. In einer US-amerikanischen Studie bei 6- bis 9-jährigen Mädchen wurden in den Jahren 2005 bis 2007 im Serum DDE-Konzentrationen mit

einem Median von 101,5 ng/g Blutfett ermittelt (WINDHAM et al., 2010). In der US-amerikanischen NHANES-Untersuchung von 2003/04 wurde bei 12- bis 19-jährigen Jugendlichen ein vergleichbarer DDE-Gehalt von 93,6 ng/g Blutfett (Median) ermittelt (Department of Health and Human Services, 2009). Bezogen auf das Blutvolumen liegen diese Werte etwa bei 0,3 µg/l und damit etwa um den Faktor 3 über den hier ermittelten Konzentrationen.

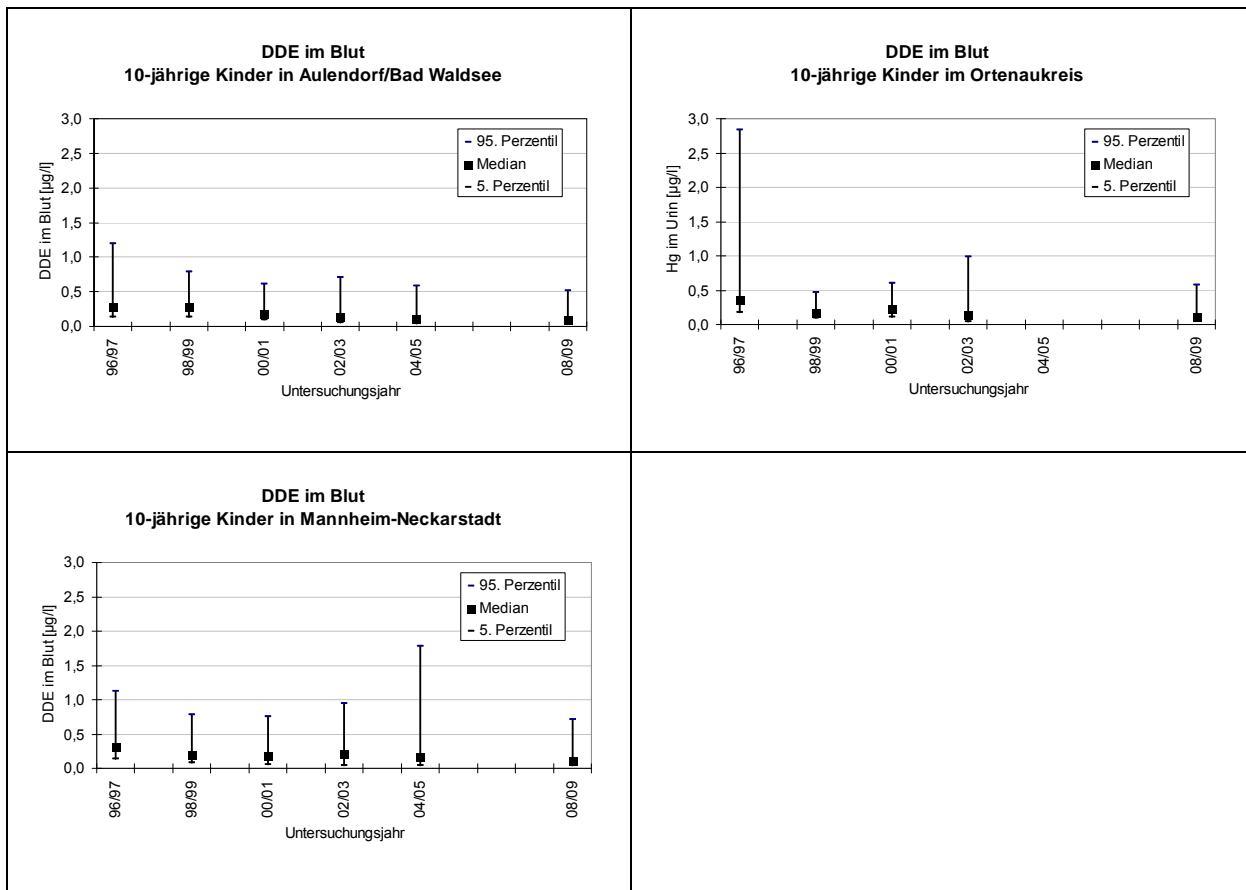


Abb. 5.9: Zeitliche Entwicklung für DDE im Blut in ausgewählten Untersuchungsgebieten; 1996/97 bis 2008/09

5.2.2 HCB im Vollblut - Tab. A3.5

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf HCB im Vollblut sind in Tab. A3.5 dargestellt. Für das gesamte Untersuchungskollektiv lag der Median der Konzentrationen von HCB im Vollblut bei 0,07 µg/l, das arithmetische Mittel bei 0,08 µg/l und das geometrische Mittel bei 0,07 µg/l. Die Häufigkeitsverteilung der Messwerte zeigt Abb. 5.10.

HCB-Konzentrationen im Blut bei zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg 2008/09

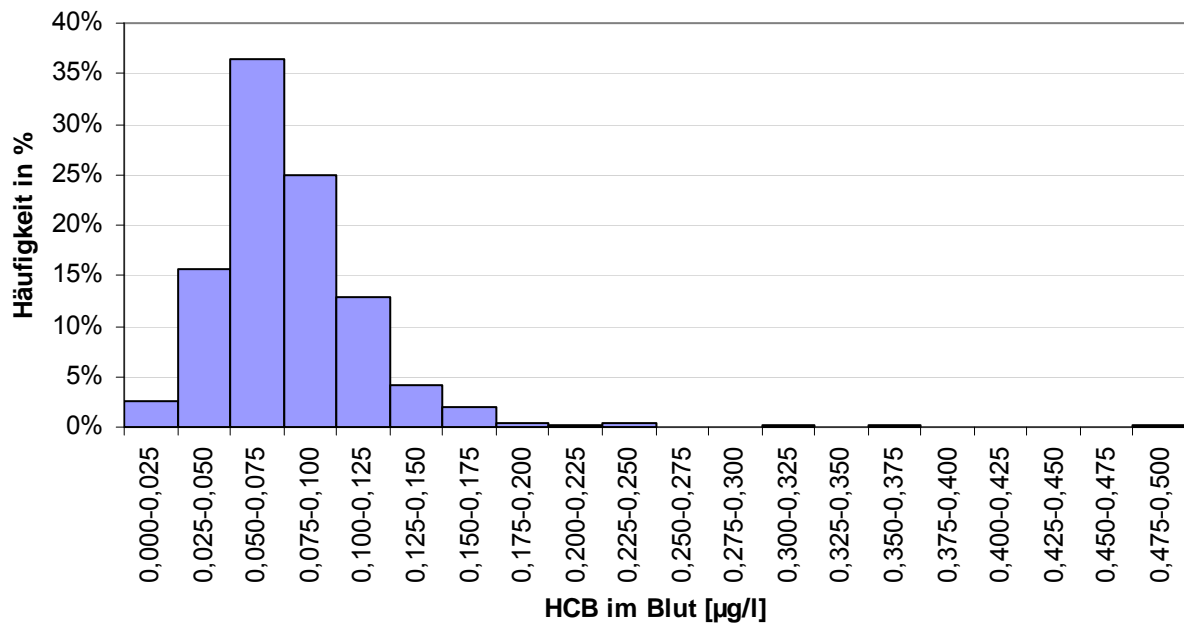


Abb. 5.10: Häufigkeitsverteilung HCB im Blut bei zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg; Untersuchung 2008/09

Ortsvergleich: Aufgrund der zum Teil geringen Fallzahlen sind Ortsvergleiche nur eingeschränkt möglich; die Ortsunterschiede sind insgesamt relativ gering. Der höchste Median wurde im Hohenlohekreis gefunden (0,08 µg/l), der niedrigste Median in Mannheim (0,05 µg/l).

Einflussfaktoren: Als Einflussfaktoren im linearen Regressionsmodell wurden das Geschlecht, die Nationalität, der BMI, die Stilldauer und der sozioökonomische Status berücksichtigt (siehe Tab. 5.9). Das Geschlecht hatte keinen Einfluss auf die gemessenen HCB-Konzentrationen. Deutsche Kinder hatten im Median (0,08 µg/l) etwas höhere HCB-Werte als ausländische Kinder (0,05 µg/l). Ein höherer BMI war mit einer geringeren HCB-Konzentration assoziiert. Der Einfluss des Stillens auf die HCB-Belastung war vergleichsweise gering. Bei Kindern, deren Väter eine höhere Schulbildung hatten, wurden geringfügig höhere HCB-Konzentrationen im Blut beobachtet (Median: 0,08 µg/l) als bei anderen Kindern (Median: 0,07 µg/l).

Tab. 5.9: Lineare Regression für HCB im Vollblut in Abhängigkeit vom Geschlecht, von der Nationalität, dem Body Mass Index (BMI), der Stilldauer und vom Sozialstatus; Untersuchung 2008/09 über alle Untersuchungsorte

		2008/09 N = 623	
Variable	Regressionskoeffizient	p-Wert	
Geschlecht	0,002	0,39	
weiblich			
männlich			
Nationalität	-0,006	<0,05	
1 deutsche Kinder			
2 türkische Kinder			
3 andere Nationalität			
BMI	-0,003	<0,05	
Stilldauer in Wochen	0,00064	<0,05	
Sozioökonomischer Status (Schulabschluss des Vaters)	0,007	<0,05	
1 kein Schulabschluss/Hauptschulabschluss			
2 Mittlere Reife			
3 Abitur			
R²		0,22	

Zeitliche Betrachtung: In der Auswertung der Untersuchungsrounden von 1996/97 bis 2008/09 zeigte sich eine abnehmender Tendenz bei den beobachteten HCB-Konzentrationen im Vollblut (siehe Tab. 5.7 und Abb. 5.11).

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Im Kinder-Umwelt-Survey wurde bei 393 Kindern im Alter zwischen 9 und 11 Jahren ein Median von 0,10 µg HCB/l, für das arithmetisch bzw. geometrische Mittel ein Wert von 0,110 µg/l bzw. 0,101 µg/l ermittelt (BECKER et al., 2007). Im Vergleich dazu liegen die 2008/09 in Baden-Württemberg gemessenen Werte um ca. ein Viertel niedriger. Auch im Kinder-Umwelt-Survey zeigten sich die Einflussfaktoren Stillen, Migrationshintergrund und sozioökonomischer Status wie in der vorliegenden Untersuchung. Bei US-amerikanischen 6- bis 9-jährigen Mädchen wurden in den Jahren 2005 bis 2007 im Serum HCB-Konzentrationen von 8,7 ng/g Blutfett ermittelt (WINDHAM et al., 2010), was einer Konzentration von etwa 0,03 µg/l Blut entspricht. Ähnlich niedrige HCB-Konzentrationen (Median: 13,4 ng/g Blutfett; entspricht ca. 0,04 µg/l Blut) wurden auch in der NHANES-Untersuchung von 2003/04 bei 12- bis 19-jährigen Jugendlichen ermittelt (Department of Health and Human Services, 2009).

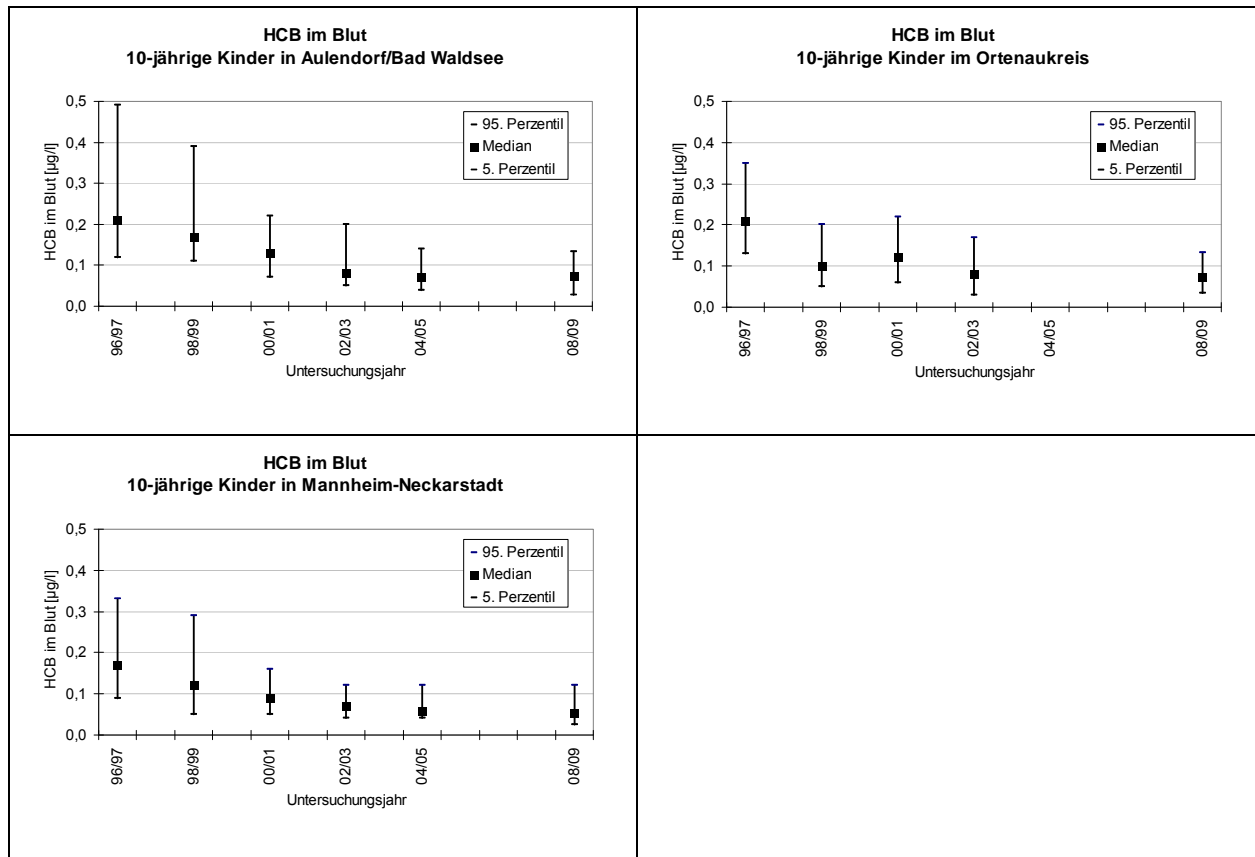


Abb. 5.11: Zeitliche Entwicklung für Hexachlorbenzol (HCB) im Blut in ausgewählten Untersuchungsgebieten; 1996/97 bis 2008/09

5.2.3 PCB-138, PCB-153 und PCB-180 in Blut - Tab. A3.6 - A3.9

Die Ergebnisse der Untersuchungsrunde 2008/09 auf PCBs in den Einzelblutproben sind in Tab. A3.6 bis A3.9 aufgeführt. Im Gesamtkollektiv wurde für die Summe der PCB-Kongenerne 138, 153 und 180 im Vollblut ein Median von 0,14 µg/l ermittelt; der arithmetische Mittelwert lag bei 0,21 µg/l und der geometrische Mittelwert bei 0,15 µg/l. Die Messwerte zeigen eine rechtsschiefe Verteilung (siehe Abb. 5.12).

PCB-Konzentrationen im Blut bei zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg 2008/09

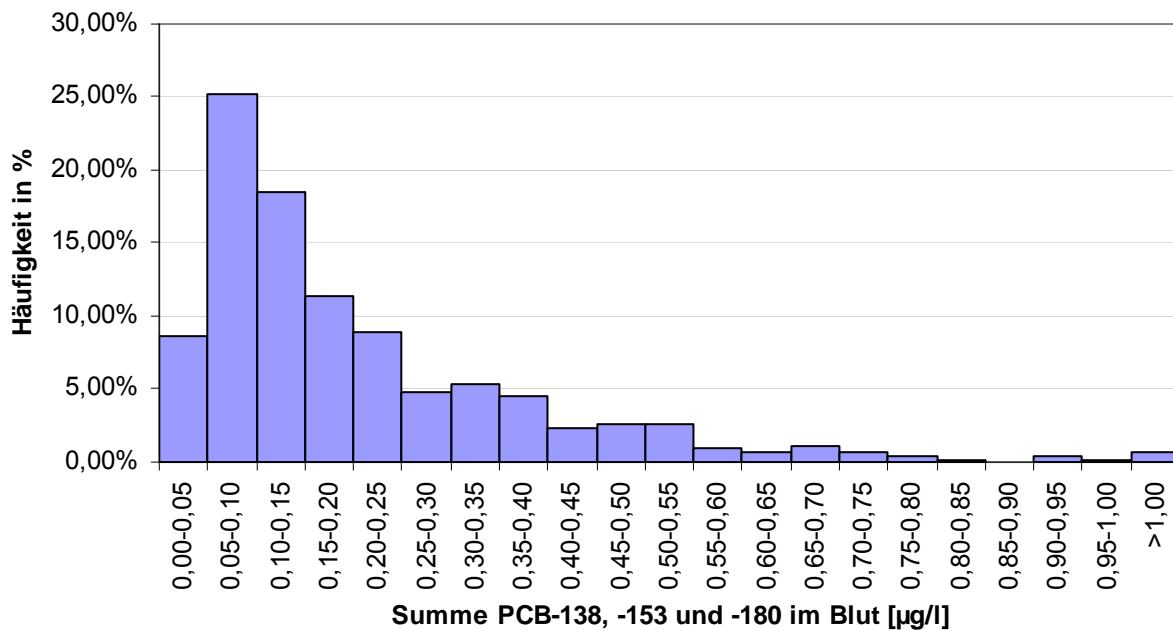


Abb. 5.12: Häufigkeitsverteilung Summe PCB-138, -153 und -180 im Blut von Kindern in Baden-Württemberg, Untersuchung 2008/09.

Die Bestimmung der drei genannten PCB-Kongenere erfolgte in den Einzelproben durch das Landesgesundheitsamt, in den Sammelblutproben durch die Firma Eurofins GfA GmbH (Münster). Die von beiden Instituten bestimmten Mittelwerte der PCBs stimmen relativ gut miteinander überein (siehe Tab. 5.10).

Tab. 5.10: Organische Schadstoffe; Vergleich der Ergebnisse von 2008/09 in den Einzelblutproben und Sammelblutproben

Parameter	Arithmetischer Mittelwert aller Einzelblutproben	Gewichteter Mittelwert* aller Sammelblutproben
PCB 138 in Blut	0,049 µg/l	0,057 µg/l
PCB 153 in Blut	0,102 µg/l	0,109 µg/l
PCB 180 in Blut	0,055 µg/l	0,071 µg/l
Summe Indikator-PCBs in Blut	0,206 µg/l	0,238 µg/l

* Mittelwert der Sammelblutproben, jeweils gewichtet nach der Anzahl der Probanden, von denen die einzelnen Sammelblutproben stammten

Ortsvergleich: Die Mediane für die Summe der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 im Vollblut lagen zwischen 0,09 µg/l in Mannheim und 0,23 µg/l im Untersuchungsgebiet im

Kreis Breisgau/Hochschwarzwald. Die niedrigen Gehalte in Mannheim können zum Teil mit dem höheren Anteil an ausländischen Kindern und mit der dort vergleichsweise geringeren Stillrate erklärt werden (siehe nächster Absatz).

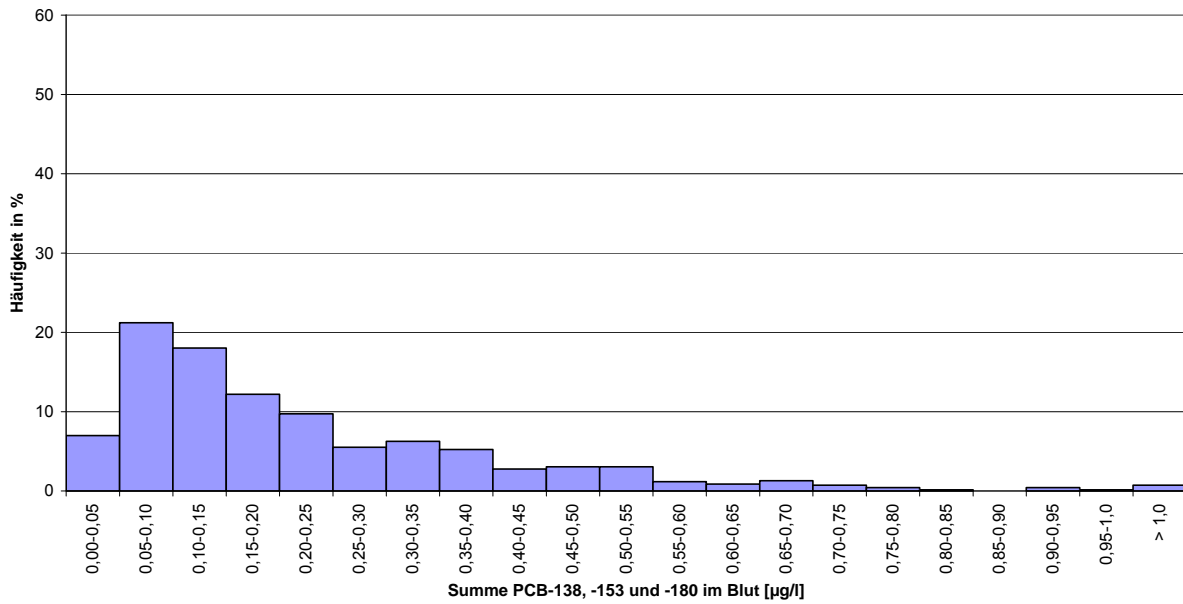
Einflussfaktoren: Wie aus Tab. 5.11 bzw. Tab. A3.9 hervorgeht, wiesen deutsche Kinder deutlich höhere Konzentrationen (Median 0,16 µg/l) auf als türkische Kinder (Median 0,07 µg/l) bzw. Kinder anderer Nationalität (Median 0,09 µg/l). Ein höherer BMI war mit einem niedrigeren PCB-Gehalt im Blut assoziiert. Gestillte Kinder zeigten höhere PCB-Konzentrationen als ungestillte Kinder. Ein höherer sozioökonomischer Status (Schulbildung des Vaters) war mit höheren PCB-Werten assoziiert.

Die Verteilungen der PCB-Konzentrationen in Abhängigkeit vom Stillstatus sind in Abb. 5.13 dargestellt. Abb. 5.14 zeigt die PCB-Belastung im Blut in Abhängigkeit von der Stilldauer der Kinder (bis zu 50 Wochen).

Tab. 5.11: Lineare Regression für PCB-Konzentrationen im Blut in Abhängigkeit vom Geschlecht, von der Nationalität, dem Body Mass Index (BMI), der Stilldauer und vom Sozialstatus; Untersuchung 2008/09 über alle Untersuchungsorte

Variable	Regressions- koeffizient	2008/09
		N = 623 p-Wert
Geschlecht	0,007	0,60
weiblich		
männlich		
Nationalität	-0,04	<0,05
1 deutsche Kinder		
2 türkische Kinder		
3 andere Nationalität		
BMI	-0,017	<0,05
Stilldauer in Wochen	0,004	<0,05
Sozioökonomischer Status (Schulabschluss des Vaters)	0,03	<0,05
1 kein Schulabschluss/Hauptschulabschluss		
2 Mittlere Reife		
3 Abitur		
R²		0,38

PCB-Konzentration im Blut bei gestillten zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg 2008/09



PCB-Konzentration im Blut bei nicht gestillten zehnjährigen Kindern in Baden-Württemberg 2008/09

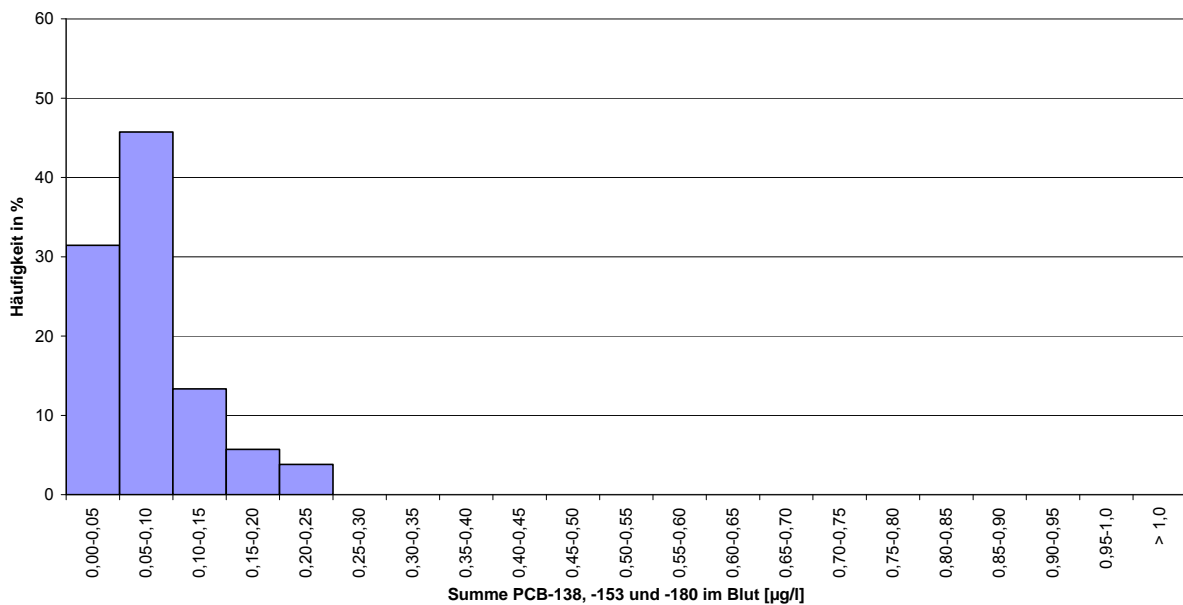


Abb. 5.13: Histogramm für PCBs im Blut differenziert nach Stillstatus; Daten von 2008/09

**PCB-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Stilldauer
Projekt Beobachtungsgesundheitsämter 2008/09**

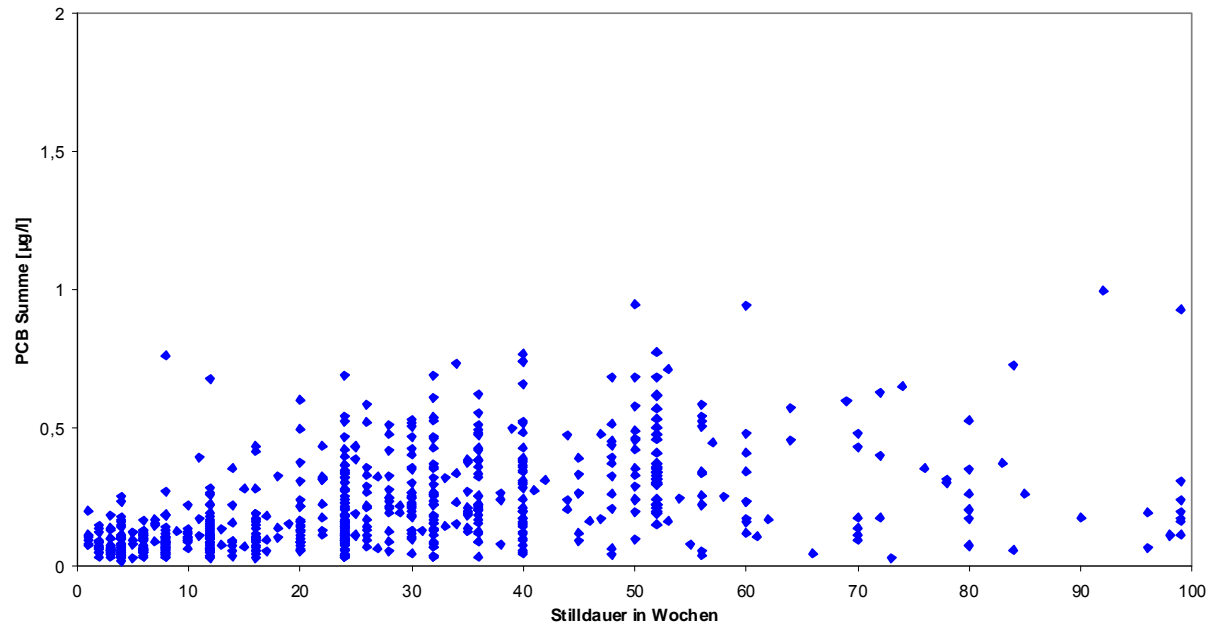


Abb. 5.14: PCB-Konzentrationen im Blut in Abhängigkeit von der Stilldauer in Wochen, Untersuchung 2008/09

Zeitliche Betrachtung: Bei den PCB-Konzentrationen ist ein deutlicher Rückgang der Werte zu erkennen; die 2008/09 gemessenen Konzentrationen liegen etwa um ein Drittel unter den in der Untersuchung 2004/05 beobachteten Ergebnissen. Die Entwicklung in den drei Untersuchungsgebieten, in denen Daten seit 1996/97 vorliegen, ist in Abb. 5.15 dargestellt.

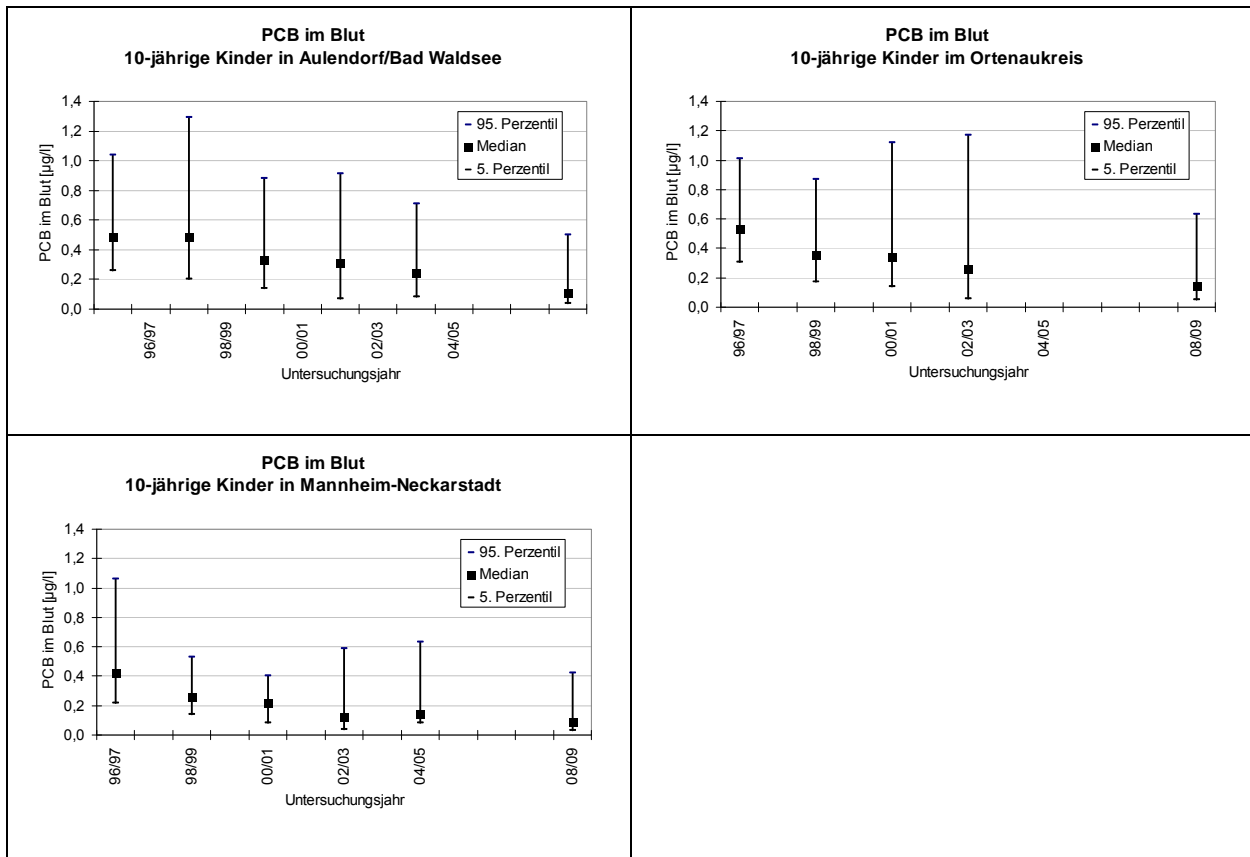


Abb. 5.15: Zeitliche Entwicklung für PCBs im Blut in ausgewählten Untersuchungsgebieten; 1996/97 bis 2008/09 (Summe aus PCB-138, PCB-153 und PCB180)

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Der Kinder-Umwelt-Survey 2003/2006 ergab bei 393 Kindern im Alter zwischen 9 und 11 Jahren für die Summe der drei Kongenere PCB-138, PCB-153 und PCB-180 einen Median von 0,28 µg/l und einen geometrischen Mittelwert von 0,29 µg/l (BECKER et al., 2007). Diese Angaben liegen etwa um den Faktor 2 über den hier ermittelten Ergebnissen. Es ist möglich dass seit der Untersuchung im Kinder-Umwelt-Survey in Deutschland ein weiterer Rückgang der PCB-Konzentrationen zu verzeichnen ist. Im US-amerikanischen NHANES-Survey wurden 2003/04 bei 12- bis 19-jährigen Personen für die oben genannten drei Indikator-PCBs ein Median von 13 ng/g Blutfett gemessen (Department of Health and Human Services, 2009), was einer Konzentration von ca. 0,04 µg/l Blut entspricht. Windham und Mitarbeiter (WINDHAM et al., 2010) ermittelten zwischen 2005 und 2007 bei 6- bis 9-jährigen Mädchen in USA Konzentrationen von 27 ng/g im Blutfett (entspricht ca. 0,08 µg/l Blut). Insofern scheinen US-amerikanische Kinder geringere PCB-Konzentrationen aufzuweisen als deutsche Kinder.

5.2.4 Koplanare (non-ortho und mono-ortho substituierte) PCBs in Sammelblutproben - Tab. A3.10 - A3.11

Die koplanaren non-ortho (PCB-77, -81, -126, -169) und die mono-ortho substituierten PCBs (PCB-105, -114, -118, 123, -156, -157, -167, -189) nehmen wegen ihrer dioxin-ähnlichen Wirkungsweise eine Sonderstellung ein und wurden daher ebenfalls in die Biomonitoring-Untersuchung aufgenommen. Aufgrund der notwendigen Probenmengen und der hohen Analysekosten konnten hier jedoch nur Sammelblutproben untersucht werden. Diese wurden nach Geschlecht und Stillstatus getrennt zusammengestellt; in der Regel wurden dabei die Proben von mehreren Untersuchungsgebieten zu einer Sammelblutprobe (Poolprobe) vereinigt. Die Analysenergebnisse zu diesen Poolproben sind in Tab. A3.10 und Tab. A3.11 aufgeführt. Die Ermittlung der Mittelwerte für alle Mädchen bzw. alle Jungen und für die gestillten und ungestillten Kinder erfolgte durch Gewichtung der Poolproben-Ergebnisse entsprechend der Anzahl der Einzelproben, aus denen die Poolproben zusammengesetzt waren.

In der Untersuchung 2008/09 lag die Konzentration für die Summe der koplanaren PCB-Kongeneren, ausgedrückt in TEQ (Toxizitätsäquivalenten) nach dem Vorschlag der WHO von 1998, in den einzelnen Sammelblutproben im Bereich von 2,9 bis 7,1 pg TEQ/g Blutfett, wobei etwa die Hälfte der Äquivalentkonzentration auf die mono-ortho-substituierten PCB-Kongeneren entfiel (siehe Abb. 5.16). Den Hauptbeitrag zu den Toxizitätsäquivalenten lieferten das non-ortho-substituierte PCB-126 und das mono-ortho-substituierte PCB-156. Verwendet man für die Berechnung der toxischen Äquivalente die 2005 von der WHO empfohlenen Faktoren, beträgt die Konzentration der non-ortho-PCBs insgesamt nur noch zwischen 2,0 und 4,2 pg TEQ/g Blutfett, wobei die mono-ortho-substituierten PCBs nur noch 10 % zur Äquivalentkonzentration beitragen (siehe Tab. A3.10 und Tab. A3.11). Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit früheren Untersuchungen an den Beobachtungsgesundheitsämtern und wegen der Beibehaltung der älteren TEQ-Faktoren in den meisten gesetzlichen Regelungen werden die TEQ-Faktoren von 1998 in diesem Bericht bevorzugt verwendet.

Koplanare PCBs (in TEQ-Äquivalenten nach WHO 1998)

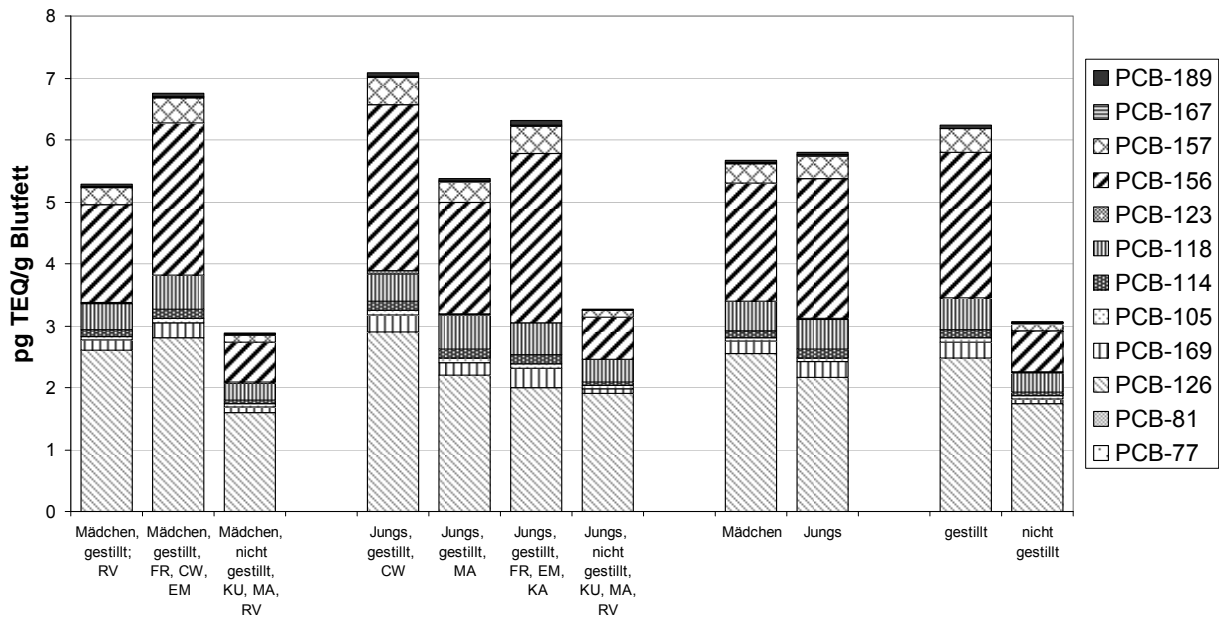


Abb. 5.16: Gehalt der gepoolten Blutproben an non-ortho- und mono-ortho-PCBs (in TEQ-Äquivalenten nach WHO von 1998)

Einflussfaktoren: In den nach Geschlecht differenzierten Sammelproben war kein Einfluss des Geschlechts auf die Konzentration der koplanaren PCBs zu erkennen. Bei gestillten Kindern wurden höhere Konzentrationen beobachtet als bei nicht gestillten Kindern.

Ortsvergleich: Ein Ortsvergleich war aufgrund der Zusammenstellung der Poolproben in der Untersuchungsrunde 2008/09 nicht möglich.

Zeitliche Betrachtung: Im Vergleich zu den Untersuchungen 2000/01, 2002/03 und 2004/05 ist ein Rückgang der dioxinähnlichen PCBs nicht zu erkennen. Im Gegensatz dazu nahmen die in den Einzelproben ermittelten Indikator-Kongeneren PCB-138, PCB-153 und PCB-180 im gleichen Zeitraum deutlich ab.

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Zur Konzentration der koplanaren PCBs im Blut von Kindern liegen nur wenige Untersuchungen vor. In einer japanischen Studie mit nur 12 Kindern im Alter von 13 und 14 Jahren wurde im Jahr 2004 für die koplanaren PCBs ein geringerer Mittelwert von 1,2 pg TEQ (WHO 2005)/g Fett ermittelt (Education Commission of the Hachioji City Office, 2008). In einer 2006 durchgeführten Studie wurde bei dreiunddreißig 7- bis 15-jährigen Kindern, die auf einem mit Dioxinen belasteten Gelände in Tokio wohnten, eine mittlere Konzentration von 1,7 pg TEQ (WHO

2005)/g Fett gefunden (TOHYAMA et al., 2011). In 22 Sammelblutproben aus China, die aus Proben von 66 Kindern aus belasteten und unbelasteten Gebieten zusammengestellt wurden, wurden für die koplanaren PCBs Werte zwischen 0,6 und 29,1 pg TEQ/g Fett (WHO-TEF von 2005) gemessen (SHEN et al., 2010); die mittlere Konzentration lag etwa um den Faktor 3 über den Werten aus der hier vorliegenden Untersuchung. Eine Untersuchung von Blutproben von 226 Schwangeren aus dem Ruhrgebiet in den Jahren 2000 bis 2002 ergab bei koplanaren PCBs einen Mittelwert von 11,2 pg TEQ (WHO 1998)/g Fett bzw. 6,6 pg TEQ (WHO 2005)/g Fett (WITTSIEPE et al., 2008). Danach scheinen Kinder in Deutschland etwas geringere Werte bei koplanaren PCBs aufzuweisen als Erwachsene.

5.2.5 PCDD/PCDF in Sammelblutproben - Tab. A3.12 - A3.13

Neben den koplanaren PCBs wurden in den gepoolten Blutproben auch die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tab. A3.12 und Tab. A3.13 aufgeführt.

Die Konzentration der PCDD/PCDF in Sammelblutproben schwankte in der Untersuchung 2008/09 zwischen 4,2 und 8,5 WHO-TEQ pg/g Fett (siehe Abb. 5.17). Wie in den vergangenen Jahren lagen die PCDD/PCDF-Konzentrationen bei vielen Kongeneren unterhalb der Nachweisgrenzen. Dies traf insbesondere für 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PCDD, und 2,3,7,8-TCDF zu, die mit einem vergleichsweise hohen Toxizitätsfaktor belegt sind. Da bei Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze für die Berechnung der Gesamttoxizität die halbe Nachweisgrenze angenommen wurde, hat dies einen starken Einfluss auf das Gesamtergebnis.

**PCDD/PCDF in Sammelblutproben von Kindern in Baden-Württemberg
Untersuchung 2008/09**

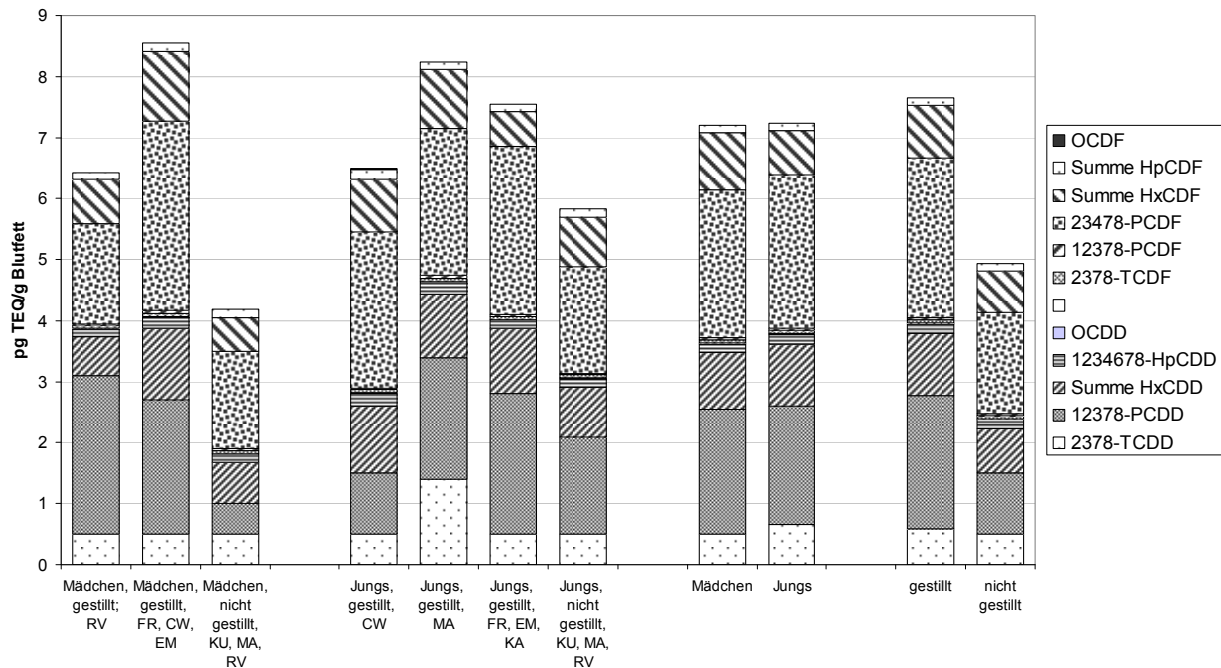


Abb. 5.17: Gehalt der gepoolten Blutproben an PCDD/PCDFs und Summe der TEQs aus Dioxinen, Furanen und koplanaren PCBs (TEQ-Äquivalente WHO 1997)

Ortsvergleich: Da die Sammelblutproben bis auf Ausnahmen aus Blutproben von Kindern mehrerer Untersuchungsgebiete zusammengesetzt waren, ist ein Ortsvergleich nicht möglich.

Einflussfaktoren: Bei den untersuchten Poolproben zeigte sich kein Einfluss des Geschlechts auf die Konzentration der PCDD/PCDF. Gestillte Kinder wiesen im Schnitt höhere PCDD/PCDF-Gehalte auf als nicht gestillte Kinder (siehe Abb. 5.17).

Zeitliche Betrachtung: Beim Vergleich mit den Untersuchungen 2000/01, 2002/03 und 2004/05 zeichnet sich kein Rückgang der PCDD/PCDF-Werte ab (siehe Tab. 5.7).

Vergleich mit anderen Untersuchungen: In den in Kapitel 5.2.4 erwähnten Studien aus Japan und China wurden auch die PCDD/PCDF-Konzentrationen bei Kindern ermittelt. Bei den 7- bis 15-jährigen japanischen Kindern aus einem Dioxin-kontaminierten Gelände in Tokio lag die mittlere PCDD/PCDF-Konzentration bei 5 pg TEQ (WHO 2005)/g Fett (TOHYAMA et al., 2011), was mit den Ergebnissen aus der vorliegenden Untersuchung vergleichbar ist. In China wurden in Sammelblutproben mit Werten um etwa 10 pg TEQ (WHO 2005)/g Fett etwa doppelt so hohe Konzentrationen gemessen (SHEN et

al., 2010). Bei den im Ruhrgebiet in den Jahren 2000 bis 2002 untersuchten Schwangeren wurde ein PCDD/PCDF-Mittelwert von 16,8 pg TEQ (WHO 1998)/g Fett bzw. 14,3 pg TEQ (WHO 2005)/g Fett bestimmt (WITTSIEPE et al., 2008). In deutschen Muttermilchproben nahm die Konzentration der PCPP/PCDF in den Jahren von 1998 bis 2008 von ungefähr 15 pg TEQ (WHO 1998)/g Milchfett auf ungefähr 6 pg TEQ/g (WHO 1998)/g Milchfett ab (Bundesamt für Risikobewertung, 2011). Dies entspricht etwa den Konzentrationen, die im Blutfett der hier in Baden-Württemberg untersuchten Kinder ermittelt wurden.

5.2.6 Polybromierte Diphenylether in Sammelblutproben - Tab. A3.14 - A3.15

Zusätzlich zu den koplanaren PCBs und den PCDD/PCDF wurden in allen Sammelblutproben polybromierte Diphenylether (PBDE) bestimmt (Tab. A3.14 und Tab. A3.15). Diese Substanzen werden als Flammschutzmittel insbesondere in Kunststoffen verwendet und können sich wegen ihrer Lipophilie ebenfalls im Fettgewebe anreichern. Die Aufnahme erfolgt in Deutschland nach heutigem Kenntnisstand vorwiegend über die Nahrung (FROMME et al., 2009b). Unterschiede in der PBDE-Belastung der US-amerikanischen und der europäischen Bevölkerung könnten auf Unterschiede im Verhältnis der PBDE-Aufnahme über Nahrungsmittel und der PBDE-Aufnahme über direkten Kontakt mit PBDE-haltigen Produkten verursacht sein (SCHECTER et al., 2006).

Von den untersuchten Kongeneren PBDE-17, -28, -47, -66, -77, -85, -99, -100, -138, -153, -154, -183 und -209 waren in den meisten Proben die Kongenere PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PBDE-100, PBDE-153 und PBDE-154 nachweisbar. PBDE-209, das in der Untersuchung von 2004/05 den höchsten Anteil hatte, lag 2008/09 in allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze von etwa 7 bis 8 ng/g Blutfett. Der Grund für diese hohe Nachweisgrenze waren hohe Blindwerte infolge eines Umzugs des Untersuchungslabors in ein neues Gebäude mit neuen Möbeln und neuer technischer Ausstattung.

Einflussfaktoren: Die Gesamtgehalte der untersuchten PBDE in den Sammelproben lagen zwischen 1,4 und 5,8 ng/g Fett (siehe Abb. 5.18 und Abb. 5.19). Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen kein konsistentes Muster erkennen. Weder der Untersuchungsort, noch das Geschlecht, noch der Stillstatus hatten einen erkennbaren Einfluss auf die PBDE-Konzentration im Blut.

PBDE im Blut von 10-jährigen Mädchen in Baden-Württemberg

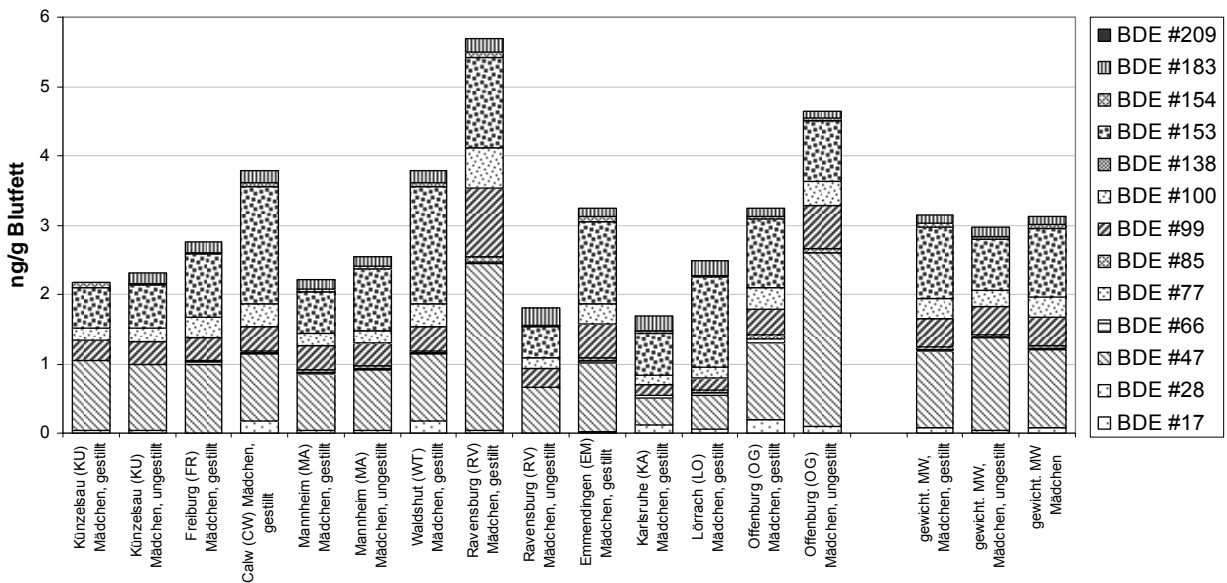


Abb. 5.18: Bestimmung von polybromierten Diphenylethern (PBDE) in Sammelblutproben von 10-jährigen Mädchen in Baden-Württemberg.

PBDE im Blut von 10-jährigen Jungen in Baden-Württemberg

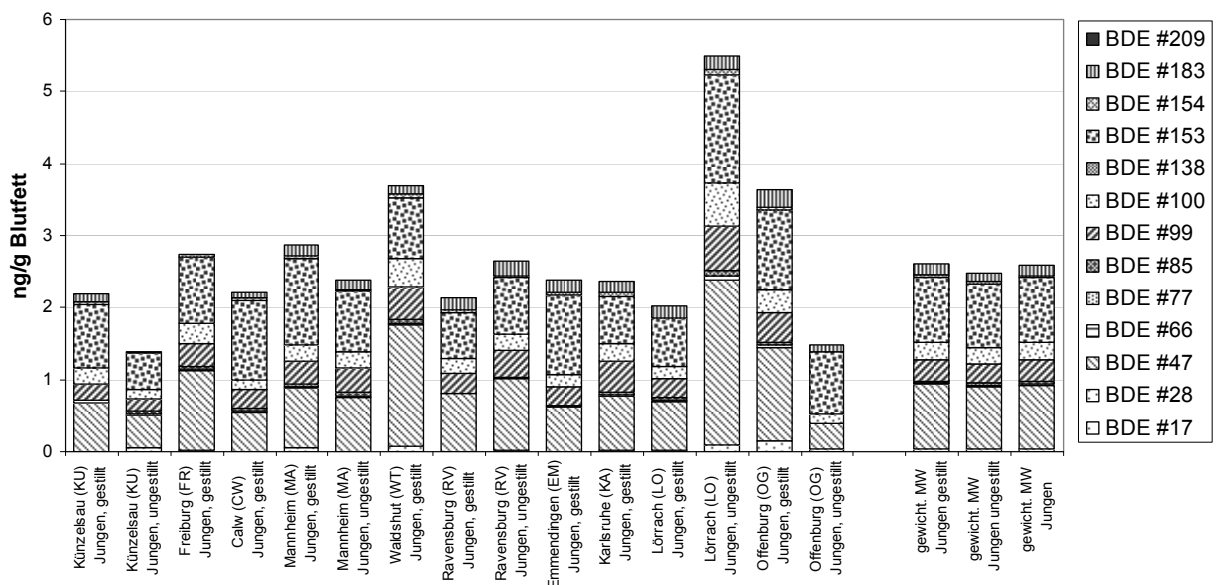


Abb. 5.19: Bestimmung von polybromierten Diphenylethern (PBDE) in Sammelblutproben von 10-jährigen Jungen in Baden-Württemberg

Zeitliche Betrachtung: Die Konzentrationen von PBDE wurden in Baden-Württemberg in Sammelblutproben von 10-jährigen Kindern in den Winterhalbjahren 2002/03, 2004/05,

2005/06 und 2008/09 bestimmt. Die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen, berechnet als gewichtete Mittelwerte aller Sammelblutproben aus den einzelnen Untersuchungsperioden, sind in Abb. 5.20 dargestellt. Mit Ausnahme des Kongeners PBDE 209 nahm die Konzentration der PBDE in den vergangenen Jahren tendenziell eher ab, wobei jedoch starke Schwankungen in den Einzelproben auftreten können. Die Konzentration des dekabromierten PBDE-209 stieg zwischen den Jahren 2002/03 und 2005/06 deutlich an; in der Untersuchung 2008/09 war eine vergleichbare quantitative Bestimmung dieses Kongeners aufgrund der hohen Nachweisgrenze (≥ 7 ng/g Fett) nicht möglich.

PBDE im Blut von Kindern in Baden-Württemberg

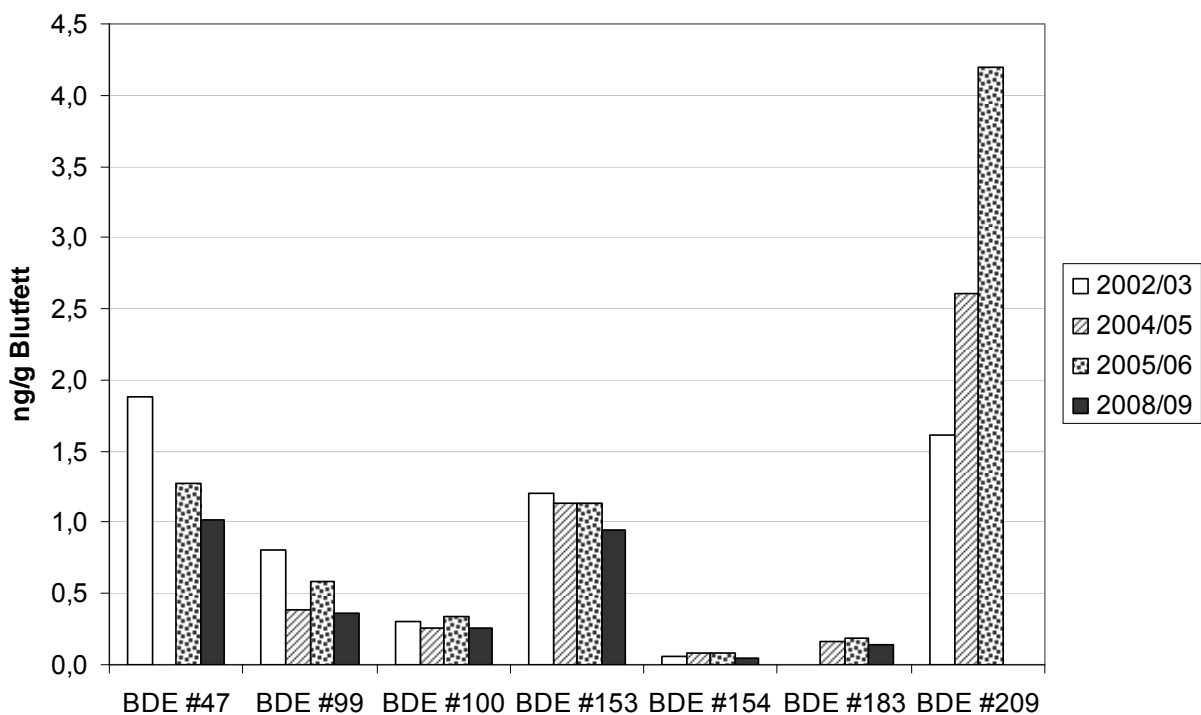


Abb. 5.20: Vergleich der Untersuchungen von PBDE im Blut von 10-jährigen Kindern in Baden-Württemberg zwischen 2002/03 und 2008/09

Vergleich mit anderen Untersuchungen: Zur Konzentration von PBDE im Blut von Kindern liegen inzwischen mehrere Untersuchungen aus dem Ausland vor. Toms und Mitarbeiter (TOMS et al., 2009) bestimmten PBDE im Blut von australischen Kindern und Erwachsenen in verschiedenen Altersgruppen. Die PBDE-Konzentration der Summe der vier Kongenere BDE-47, -99, -100 und -153 bei 7- bis 12-jährigen Kindern lag in den Jahren 2006-2007 im Mittel bei 26 ng/g Fett. In den USA wurden im Rahmen der NHANES-Studie bei 12- bis 19-jährigen Personen für die Summe von 5 PBDE (BDE-28,

-47, -99, -100, -153) in den Jahren 2004/04 Gehalte von 55,5 ng/g Blutfett (geometrisches Mittel) gefunden (SJÖDIN et al., 2008). Zwischen 2005 und 2007 wurden in den USA bei 6- bis 9-jährigen Mädchen im Blut PBDE-Konzentrationen zwischen 31 und 1400 ng/g Fett (Median: 79 ng/g Fett) beobachtet (WINDHAM et al., 2010). Mexikanische Kinder waren dagegen mit einem Median von 10,7 ng/g Blutfett weniger belastet (ESKENAZI et al., 2011). Bei Kindern aus dem Ort Dalian in China, betrug der Median für die Summe von 17 PBDE-Kongeneren 31,6 ng/g Fett (CHEN et al., 2010). In einer weiteren chinesischen Untersuchung von Shen und Mitarbeitern (SHEN et al., 2010) wurde in einem durch Elektronik-Abfälle kontaminierten Gebiet in den Sammelblutproben von Kindern ein Summenwert (ohne PBDE 209) von 32,1 ng/g Fett ermittelt, in den beiden Kontrollgebieten lag der PBDE-Summenwert in den Sammelblutproben bei 12,1 ng/g Fett bzw. bei 8,4 ng/g Fett. Vierjährige spanische Kinder (n=244) wiesen einen arithmetischen Mittelwert von 4,3 ng/g Fett auf (CARRIZO et al., 2007). Im internationalen Vergleich liegen die PBDE-Konzentrationen der Kinder in Baden-Württemberg damit eher am unteren Ende der Belastung.

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten PBDE-Gehalte im Blut von Kindern lagen etwa in der gleichen Größenordnung wie die PBDE-Gehalte von Erwachsenen, die in Deutschland oder anderen europäischen Ländern untersucht wurden (GABRIO et al., 2008; FROMME et al., 2009b; ANTIGNAC et al., 2009; GÓMARA et al., 2007; KNUTSEN et al., 2008). Höhere PBDE-Gehalte als diese wurden in der US-amerikanischen Bevölkerung beobachtet (HITES et al., 2004). Die Gründe für diese Unterschiede sind nicht vollständig geklärt; möglicherweise spielen unterschiedliche Belastungspfade dabei eine Rolle (SCHECTER et al., 2009).

5.2.7 Bewertung der internen Belastung mit organischen Schadstoffen

Zeitliche Entwicklung: Die in der Untersuchung 2008/09 ermittelten Konzentrationen an organischen Schadstoffen zeigten in den Einzelproben einen weiteren Rückgang der Belastungen von DDE, HCB und PCBs und lagen damit deutlich unterhalb der Werte, die im Kinder-Umwelt-Survey von 2003/2006 bei Kindern in Deutschland beobachtet wurden. Dagegen war in gepoolten Proben bei den Untersuchungen auf koplanare PCBs, PCDD und PCDF keine Abnahme im Vergleich zu den Untersuchungen des Landesgesundheitsamtes an den Beobachtungsgesundheitsämtern von 2002/03 und 2004/05 zu erkennen.

Regionale Einflüsse: In der Untersuchung 2008/09 unterschieden sich die Mediane der gemessenen Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen in den verschiedenen Regionen maximal etwa um den Faktor 2. Beim HCB und bei der Summe der PCB-138, -153 und -180 traten die niedrigsten Konzentrationen für die Mediane in Mannheim auf (0,05 µg HCB/l, 0,09 µg Summe PCB/l), beim DDE in den Regionen Calw und Waldshut-Tiengen (0,08 µg DDE/l). Die höchsten Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen waren im Untersuchungsgebiet des Landkreises Breisgau-Hochschwarzwald zu finden (0,15 µg DDE/l, 0,08 µg HCB/l, 0,23 µg Summe PCB/l), beim HCB waren die Kinder aus dem Kreis Emmendingen, dem Hohenlohekreis und dem Kreis Lörrach ähnlich hoch belastet (0,08 µg HCB/l).

Weitere Einflussfaktoren: Unterschiede zwischen Mädchen und Jungen waren bei den gemessenen Konzentrationen chlororganischer Verbindungen in der Untersuchung 2008/09 nicht erkennbar. Ausländische Kinder wiesen niedrigere HCB- und PCB-Konzentrationen als deutsche Kinder auf. Während in früheren Untersuchungen bei den türkischen Kindern deutlich höhere DDE-Konzentrationen als bei deutschen Kindern gefunden wurden, waren die Unterschiede in der Untersuchung 2008/09 weniger ausgeprägt. Gestillte Kinder hatten beim DDE, bei den drei Indikator-PCB 138, 153 und 180, bei den koplanaren PCBs und bei den PCDD/PCDF ungefähr doppelt so hohe Konzentrationen wie nicht gestillte Kinder. Dagegen war der Unterschied zwischen gestillten und ungestillten Kindern beim HCB gering. Ein Einfluss des sozioökonomischen Status war bei der PCB-Belastung erkennbar, wobei diese mit höherem Sozialstatus zunahm. Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit den Einflussfaktoren, die im Umweltsurvey gefunden wurden. Das inverse Verhältnis zwischen dem BMI und der Belastung mit chlororganischen Verbindungen lässt sich mit dem größeren Verteilungsvolumen dieser lipophilen Verbindungen bei höheren BMI-Werten erklären.

Im Gegensatz zu den chlororganischen Verbindungen konnte bei den polybromierten Diphenylethern (PBDE) ein Einfluss des Stillstatus in den Sammelblutproben nicht beobachtet werden.

Bewertung

DDE, HCB, PCB-138, -153 und -180: Die Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen DDE, HCB und der Indikator-PCB-138, -153 und -180 im Blut liegen inzwischen auf einem sehr niedrigen Niveau. Die ermittelten regionalen Unterschiede, die Unterschiede zwischen deutschen und ausländischen Kindern, und die Unterschiede nach dem Stillstatus und nach der Schulbildung des Vaters haben aufgrund der insgesamt niedrigen Belastung keine gesundheitliche Bedeutung und erklären nur einen geringen Teil der Varianz der Messwerte, die über einen weiten Bereich streuen. Im Vergleich dazu sind die Konzentrationsunterschiede zwischen den Untersuchungsorten bzw. den verschiedenen Untersuchungsgruppen vergleichsweise gering.

Höhere Gehalte an langlebigen chlororganischen Verbindungen bei gestillten Kindern sind durch die vergleichsweise hohen Gehalte dieser Stoffe in der Muttermilch in Verbindung mit den sehr langen Halbwertszeiten zu erklären. Trotz der höheren Konzentration bei den gestillten Kindern ist angesichts der weiterhin abnehmenden Konzentration dieser Verbindungen in der Muttermilch eine Änderung der derzeitigen Stillempfehlung nicht angebracht.

PCDD/PCDF und koplanare PCB: Für die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) und die koplanaren, dioxin-ähnlichen PCBs wurde vom Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) im Juni 2001 eine vorläufige duldbare monatliche Aufnahme (PTMI) von 70 pg WHO-TEQ/kg Körpergewicht abgeleitet (JECFA, 2001). Dies entspricht einer durchschnittlichen täglichen Aufnahme von ca. 2 pg WHO-TEQ/kg Körpergewicht. Nach verschiedenen neueren Untersuchungen beträgt die tägliche Zufuhr an PCDD/PCDF und koplanaren PCBs bei Erwachsenen über die Nahrung in Westeuropa gegenwärtig etwa 0,5 bis 1,5 pg WHO-TEQ/kg Körpergewicht (PERELLÓ et al., 2011; KNUTSEN et al., 2011; TÖRNKVIST et al., 2011; WINDAL et al., 2010). Bei der erwachsenen Bevölkerung in Westeuropa wurden dabei im Blut für die Summe der PCDD/PCDF und der koplanaren PCBs mittlere Gehalte im Bereich von etwa 20 bis 30 pg TEQ/g Fett ermittelt (KNUTSEN et al., 2011; FROMME et al., 2009a; DE FELIP et al., 2008).

In der vorliegenden Untersuchung wurden in Sammelblutproben für die PCDD/PCDF und die koplanaren PCBs Gesamtgehalte zwischen 7,1 und 15,3 pg TEQ (WHO 1998)/g Blutfett gefunden (siehe Tab. A3.12 und Tab. A3.13). Aus dem Vergleich mit den oben zitierten Untersuchungen kann daher abgeleitet werden, dass die durch-

schnittliche tägliche Zufuhr an PCDD/PCDF und koplanaren PCBs bei den Kindern in Baden-Württemberg inzwischen unter einem Wert von 1 pg TEQ/kg Körpergewicht und damit auch deutlich unter dem PTMI-Wert des JECFA liegen dürfte. Eine gesundheitliche Gefährdung der Kinder in Baden-Württemberg durch PCDD/PCDF und koplanare PCBs ist anhand der Untersuchungsergebnisse daher nicht zu befürchten.

Polybromierte Diphenylether: Bei den PBDE ist die Toxizität in starkem Maße von der chemischen Struktur der einzelnen Kongenere abhängig. Im Vergleich zu den penta- und octabromierten Diphenylethern ist die Toxizität der decabromierten Verbindung (PBDE 209) wegen der geringeren Anreicherung im Organismus weniger stark ausgeprägt. Die Umweltbehörde der USA (U.S. Environmental Protection Agency) hat aufgrund der bisher vorliegenden toxikologischen Studien für einzelne PBDE orale Referenzdosen (RfD) vorgeschlagen. Diese betragen 0,1 µg/kg·d für BDE-47 und BDE-99, 0,2 µg/kg·d für BDE-153, und 7,0 µg/kg·d für BDE-209 (US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS), 2008a; US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS), 2008b; US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS), 2008c). Sofern diese Werte nicht überschritten werden, sind negative gesundheitliche Auswirkungen nach dem vorhandenen Kenntnisstand nicht zu erwarten.

In einer im Jahr 2005 in Bayern durchgeführten Untersuchung (FROMME et al., 2009b) wurden im Blut von 47 Erwachsenen für die PBDE-Kongenere BDE-47, BDE-99 und BDE-153 Medianwerte ermittelt, die etwa doppelt so hoch wie die Mittelwerte aus den Sammelblutproben unserer Untersuchung waren. Als mittlere Aufnahmemengen für diese PBDE-Kongenere über die Nahrung wurden bei diesem Kollektiv 0,2 ng/kg·d für BDE-47, 0,3 ng/kg·d für BDE-99 und 0,06 ng/kg·d für BDE-153 ermittelt. Diese Werte liegen um mehrere Größenordnungen unter den oben genannten RfD-Werte der U.S. EPA. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass die gegenwärtig gefundenen PBDE-Konzentrationen bei den Kindern in Baden-Württemberg nicht mit einer Gesundheitsgefährdung verbunden sind.

Allerdings wurden in einigen neueren Untersuchungen im Blut von schwangeren Frauen bzw. im Blut von Kindern negative Zusammenhänge zwischen der PBDE-Konzentration und der Konzentration von Thyroid-Hormonen gefunden (HERBSTMAN et al., 2008; HERBSTMAN et al., 2010; CHEVRIER et al., 2010; LIN et al., 2011; HAN et al., 2011). Auch wenn die gefundenen Effekte nicht in allen Studien konsistent waren und die gesundheitliche Bedeutung dieser Effekte noch unklar ist, sollte aufgrund der möglicherweise noch steigenden Belastung mit BDE 209 eine weitere Beobachtung der Konzentration der PBDE im Blut im Rahmen des Monitorings Gesundheit und Umwelt erfolgen.

6 Atemwegserkrankungen

6.1 Prävalenzen

Die Eltern der an der Untersuchung teilnehmenden Kinder wurden u. a. nach der Lebenszeitprävalenz folgender Erkrankungen gefragt: Bronchitis/starke Erkältungen, Lungenentzündung, Pseudokrupp, Keuchhusten, Asthma bronchiale sowie asthmoide, spastische oder obstruktive Bronchitis.

Wegen der relativ kleinen Teilnehmerzahlen in den Gesundheitsamtsbezirken Karlsruhe (n=45) und Waldshut (n=54) und den damit verbundenen - nicht mit den anderen Untersuchungsarealen vergleichbaren - Streuungen der Prävalenzschätzungen werden die für Karlsruhe und Waldshut geschätzten Prävalenzen bei den Angaben zur Schwankungsbreite zwischen den Orten nicht berücksichtigt.

Eine Übersicht über die Prävalenzen von Atemwegserkrankungen in Abhängigkeit vom Wohnort, Geschlecht, von der Nationalität, der Atopieanamnese, dem Raucherstatus des Elternhaushaltes ist im Tabellenteil A4 gegeben.

Die Angaben zum Einfluss der Nationalität beziehen sich zwar auf die vorliegende Untersuchung, sind jedoch wegen der relativ kleinen Zahl von Kindern mit türkischer Nationalität mit Vorsicht zu interpretieren.

6.1.1 Bronchitis/starke Erkältung (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.1

Die Elternangaben zur Lebenszeitprävalenz der Diagnose 'Bronchitis/starke Erkältung' lagen insgesamt bei 42 % und schwanken ortsabhängig zwischen 32 % (Mannheim) und 51 % (Lörrach). Betrachtet man nur die deutschen Kinder, so ergibt sich für Mannheim ein Anteil von 36 %, während der Anteil in Lörrach bei 54 % liegt.

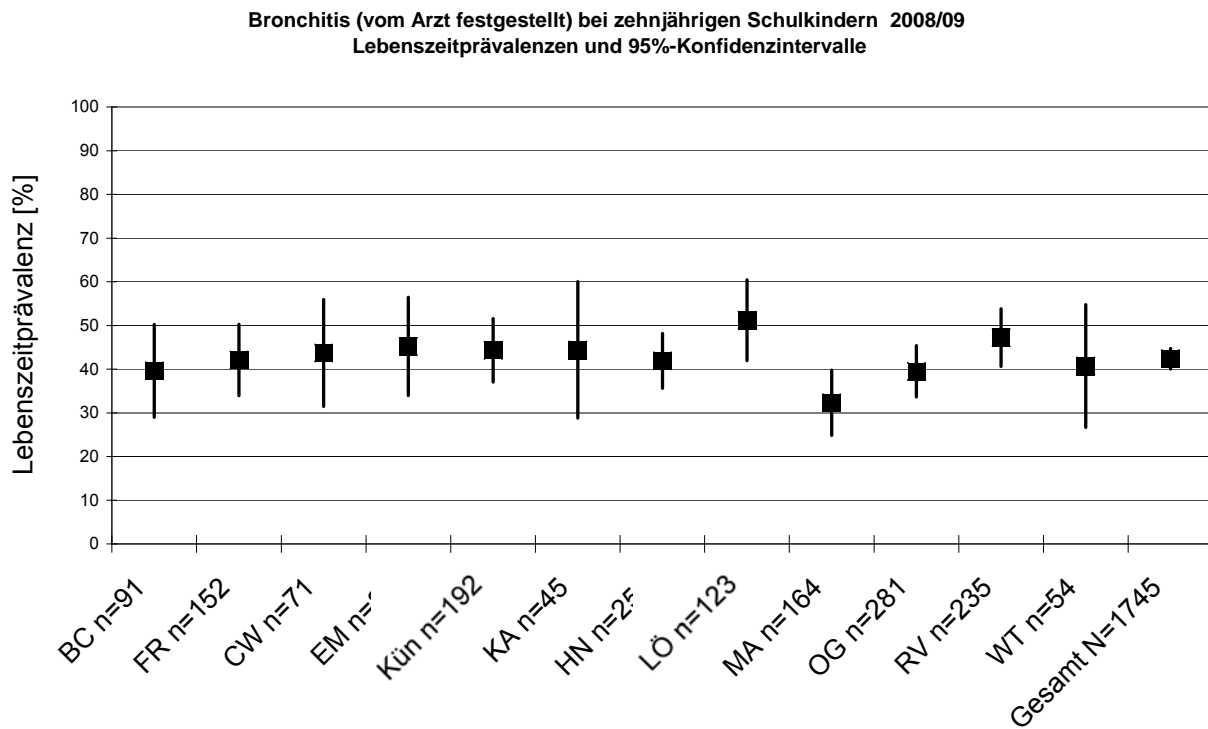


Abb. 6.1: Lebenszeitprävalenz Bronchitis / starke Erkältung (alle Kinder)

Die Angaben zur Bronchitis/starken Erkältungen zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Nationalität. So wurde für türkische Kinder nur eine Prävalenz von 24 % berichtet, im Gegensatz zu 46 % bei deutschen Kindern.

6.1.2 Lungenentzündung (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.2

Nach Angaben der Eltern wurde insgesamt bei 9,5 % der Kinder jemals eine Lungenentzündung festgestellt. In den Untersuchungsgebieten mit mehr als 70 Studienteilnehmern schwankten die angegebenen Lebenszeitprävalenzen von 9 % (Breisgau-Hochschwarzwald, Landkreis Heilbronn, Ravensburg, Mannheim, Hohenlohe) bis 13 % (Biberach). Bei den deutschen Kindern lagen die beobachteten Werte zwischen 6 % (Breisgau-Hochschwarzwald) und 15 % (Calw).

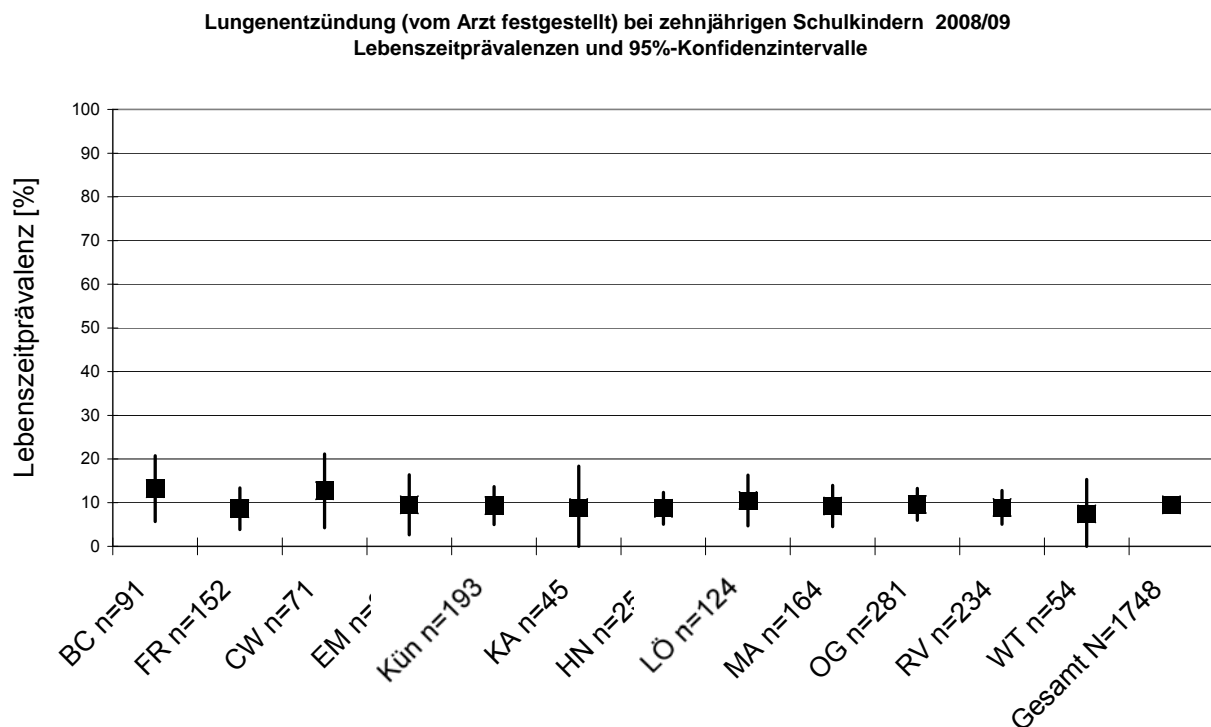


Abb. 6.2: Lebenszeitprävalenz von Lungenentzündung (alle Kinder)

Die Angaben zu Lungenentzündungen lassen in dieser Untersuchung keine Abhängigkeit von der Nationalität erkennen. Für türkische Kinder wurde eine Prävalenz von 10,0 % beobachtet, im Vergleich zu 9,7 % bei deutschen Kindern.

6.1.3 Pseudokrupp (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.3

Der Anteil der Kinder mit Pseudokrupp lag 2008/09 zwischen 9 % (Mannheim) und 22% (Breisgau-Hochschwarzwald). Bei den deutschen Kindern wurden Lebenszeitprävalenzen zwischen 11 % (Hohenlohe-, Ortenaukreis) und 23 % (Breisgau-Hochschwarzwald) gefunden.

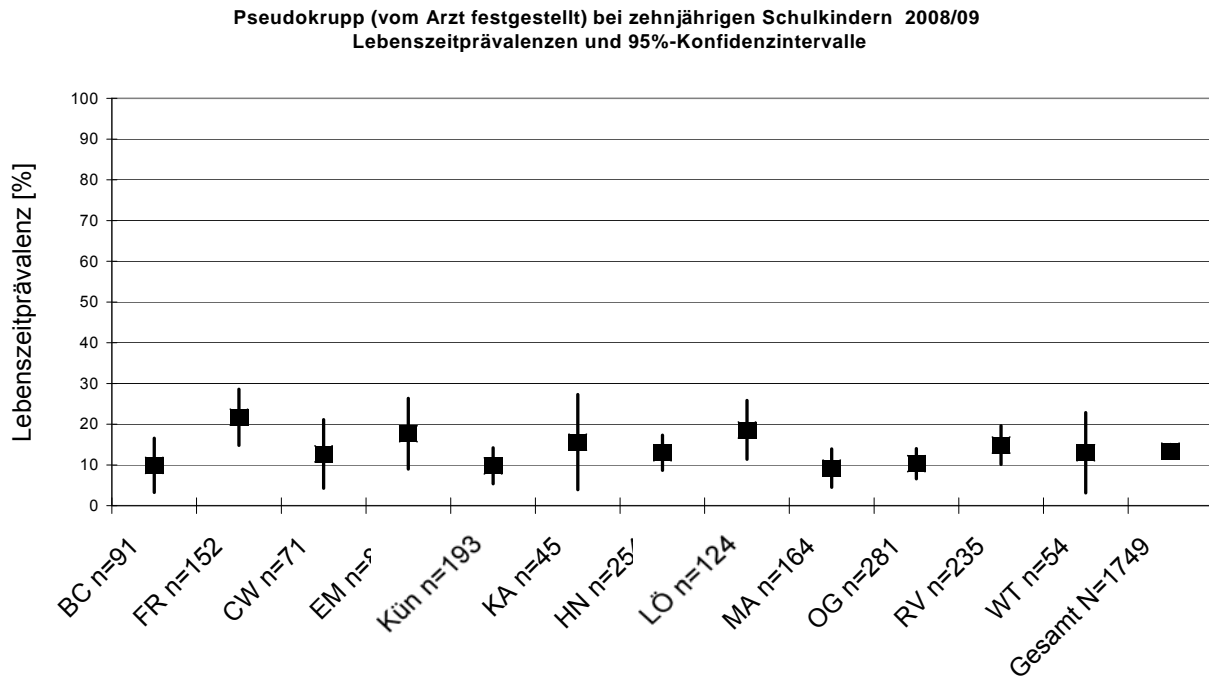


Abb. 6.3: Lebenszeitprävalenz für Pseudokrupp (alle Kinder)

Die Elternangaben zu Pseudokrupp weisen eine deutliche Abhängigkeit von der Nationalität auf. Für türkische Kinder lag die Prävalenz bei 2 %, im Vergleich zu 15 % bei deutschen Kindern.

6.1.4 Keuchhusten (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.4

Der Anteil der Kinder, für die Erkrankungen an Keuchhusten berichtet wurden, lag zwischen 0 % (Calw) und 7 % (Emmendingen.) Betrachtet man nur die deutschen Kinder, so wurden Prävalenzen von 0 % (Calw) bis 8 % (Emmendingen) angegeben.

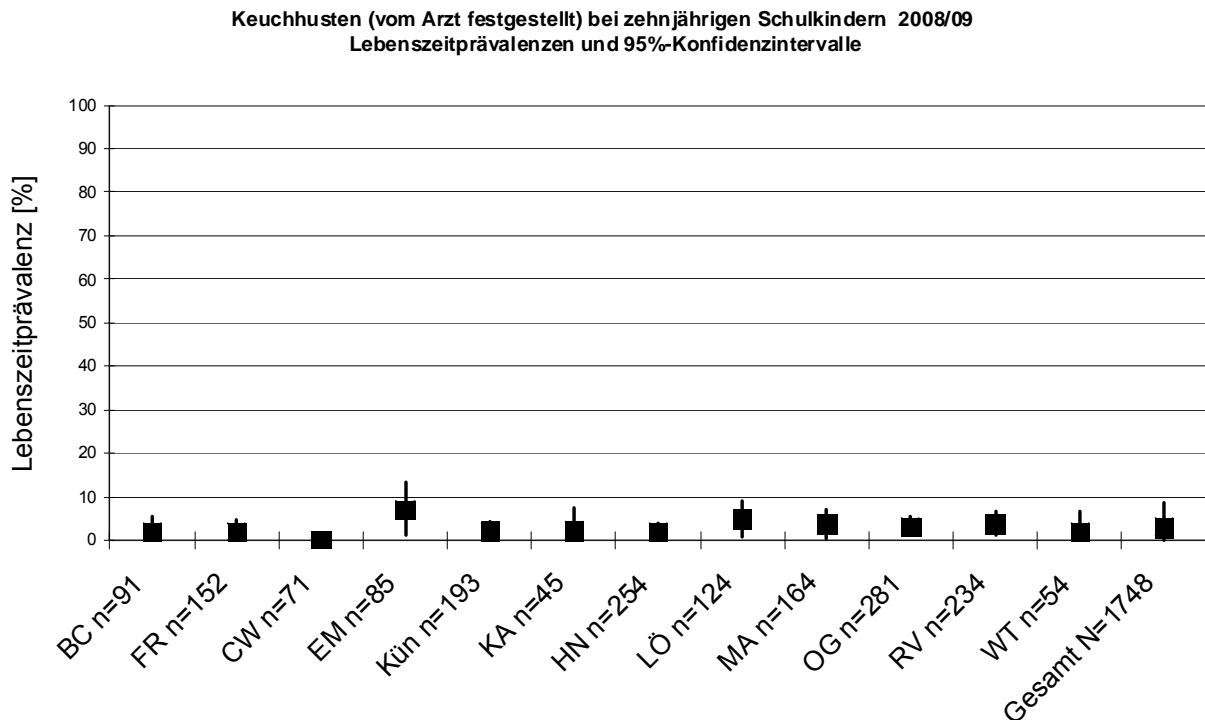


Abb. 6.4: Lebenszeitprävalenz für Keuchhusten (alle Kinder)

Auffällig ist der starke Rückgang der Elternangaben zu Keuchhusten seit einigen Jahren, der wohl am ehesten durch die höheren Impfraten gegen Keuchhusten zu erklären sein dürfte. Daten aus den Einschulungsuntersuchungen zeigen einen deutlichen Anstieg der Impfraten bei Schulanfängern seit 1997.

In den Untersuchungen des Projektes zeigte die Prävalenz des Keuchhustens in den Beobachtungsjahren 2000 bis 2009 einen deutlichen Rückgang. Die berichtete Häufigkeit lag 2008/09 mit insgesamt 3 % nur noch bei einem Zehntel der in der Pilotphase von 1992/93 bis 1994/95 für deutsche Kinder berichteten Raten. Dieser Rückgang ging einher mit einer Zunahme der Impfungen gegen Keuchhusten. In Abb. 6.5 sind die seit 1987 bei Schulanfängern in Baden-Württemberg erhobenen Durchimpfungsraten gegen Keuchhusten dargestellt. Für die meisten der im Winterhalbjahr 2008/09 untersuchten Viertklässler wurde der Impfstatus im Jahr 2005 in der Einschulungsuntersuchung erhoben (Quelle: Landesgesundheitsamt, Einschulungsuntersuchungen).

Einschulungskinder mit mehr als 4 Impfungen gegen Pertussis in Baden-Württemberg 1987 - 2008

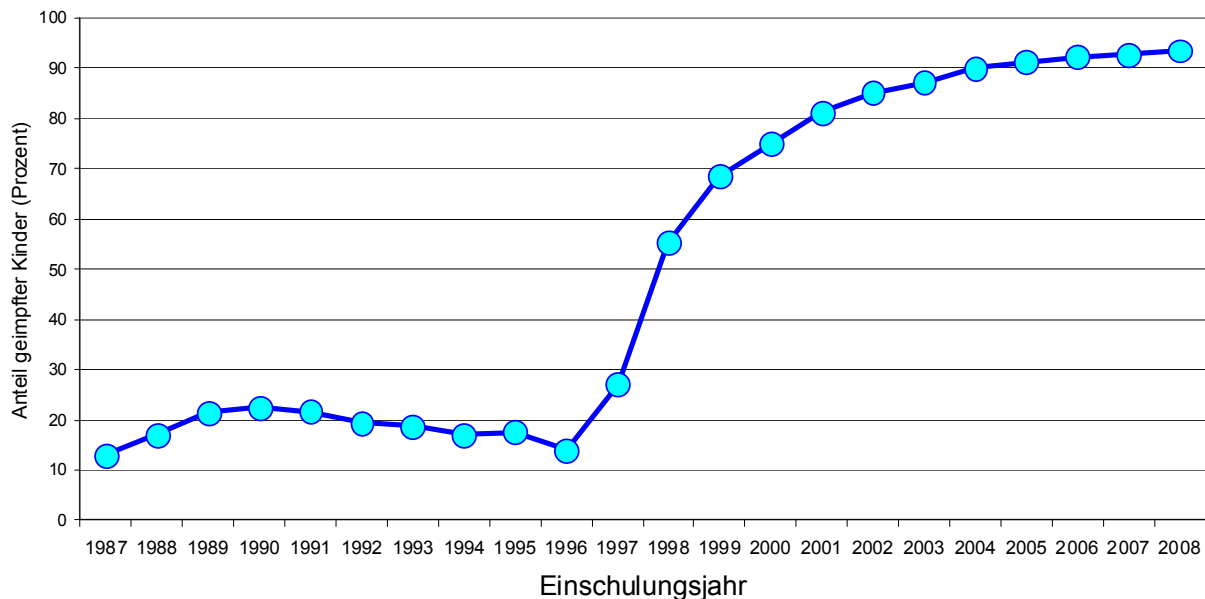


Abb. 6.5: Durchimpfungsraten gegen Keuchhusten (Pertussis) bei Einschulungskindern in Baden-Württemberg 1987 - 2008

6.1.5 Lebenszeitprävalenz des Asthma bronchiale (A) – Tab. A4.5

Von einer Erkrankung an Asthma bronchiale (A) wird im Folgenden ausgegangen, wenn bei der Frage: „Hat ein Arzt bei Ihrem Kind jemals eine der folgenden Krankheiten festgestellt?“ von den Eltern die Diagnose ‘Asthma bronchiale’ (A) bejaht wurde.

Die Lebenszeitprävalenzen des Asthma bronchiale (A) lagen zwischen 2 % (Emmendingen) und 6 % (Breisgau-Hochschwarzwald, Ravensburg) und insgesamt bei 4,5 %. Bei den deutschen Kindern schwankten die Prävalenzen zwischen 3 % (Emmendingen, Lörrach, Mannheim) und 6 % (Calw).

Jungen erkranken etwa doppelt so häufig wie Mädchen an Asthma bronchiale (6 % vs. 3 %). Bei Kindern, in deren Familie eine Erkrankung an Heuschnupfen, Neurodermitis oder Asthma bei den Eltern oder Geschwistern vorlag, wurde 2008/09 eine etwas höhere Asthmaprävalenz beobachtet als bei Kindern ohne familiäre Atopieanamnese (3 % vs. 6 % bei allen Kindern, 4 % vs. 5 % bei deutschen Kindern). Der in früheren Untersuchungen wiederholt beobachtete Zusammenhang von Asthma mit familiärer Atopie wird auch aus anderen Untersuchungen berichtet. RHODES et al. (2001) fanden

in einer Kohortenstudie bei Kindern atopischer Eltern im Verlauf von 22 Jahren eine Asthma-Erkrankungsrate von 25 %.

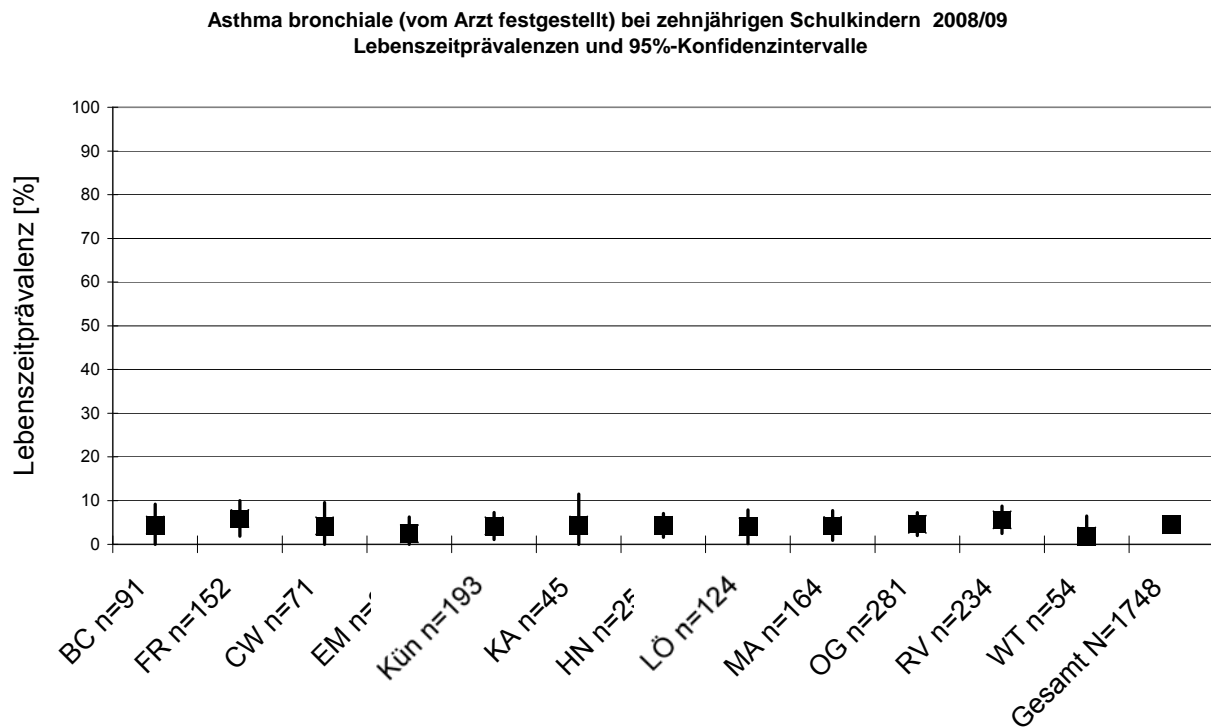


Abb. 6.6: Lebenszeitprävalenz von Asthma bronchiale (A) (alle Kinder)

Die im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey 2003 - 2006 beobachtete Asthmaprävalenz lag in der Altersgruppe der 7-10jährigen Kinder nach Elternangaben bei 4,7 %, für die 11-13Jährigen wurde eine Prävalenz von 7 % berichtet. Als Einflussfaktoren auf die Prävalenz wurden das Geschlecht, Atopie in der Familie und schimmelige Wände in der Wohnung beschrieben. In der vorliegenden Untersuchung war kein deutlicher Einfluss von Schimmel in der Wohnung erkennbar.

Untersuchungen von RIEDLER et al. (2001) und LEYNAERT et al. (2001) liefern Hinweise darauf, dass bei Kindern, die auf Bauernhöfen aufwachsen, Asthmaerkrankungen (auch bis ins Erwachsenenalter) seltener auftreten, als bei anderen Kindern. Die Frage, welche Faktoren hauptsächlich zu diesem Effekt beitragen, ist Gegenstand aktueller Forschung. In der vorliegenden Untersuchung sind erfahrungsgemäß nur sehr wenige Kinder erfasst, die auf Bauernhöfen aufwachsen, so dass Informationen zu diesem Einflussfaktor nicht näher untersucht werden konnten.

6.1.6 Asthma bronchiale oder asthmoide, spastische oder obstruktive Bronchitis (A oder B) – Tab. A4.6

Von einer asthmatischen Erkrankung (im weiteren Sinne) wird im Folgenden ausgegangen, wenn bei der Frage: „Hat ein Arzt bei Ihrem Kind jemals eine der folgenden Krankheiten festgestellt?“ von den Eltern wenigstens eine der Diagnosen ‘Asthma bronchiale’ (A) oder ‘asthmoide, spastische oder obstruktive Bronchitis’ (B) bejaht wurde. Die positiven Antworten zu ‘asthmoider, spastischer bzw. obstruktiver Bronchitis’ wurden berücksichtigt, um evtl. in der klinischen Praxis als Synonyme für Asthma verwendete Diagnosen zu erfassen (VON MUTIUS et al., 1994 b; WJST und DOLD, 1992).

Die von den Eltern berichtete Lebenszeitprävalenz von Asthma (i. w. S.) lag zwischen 7 % (Mannheim) und 17 % (Breisgau-Hochschwarzwald). Bei den deutschen Kindern lagen die entsprechenden Prävalenzen zwischen 8 % (Mannheim, Hohenlohe) und 18 % (Biberach).

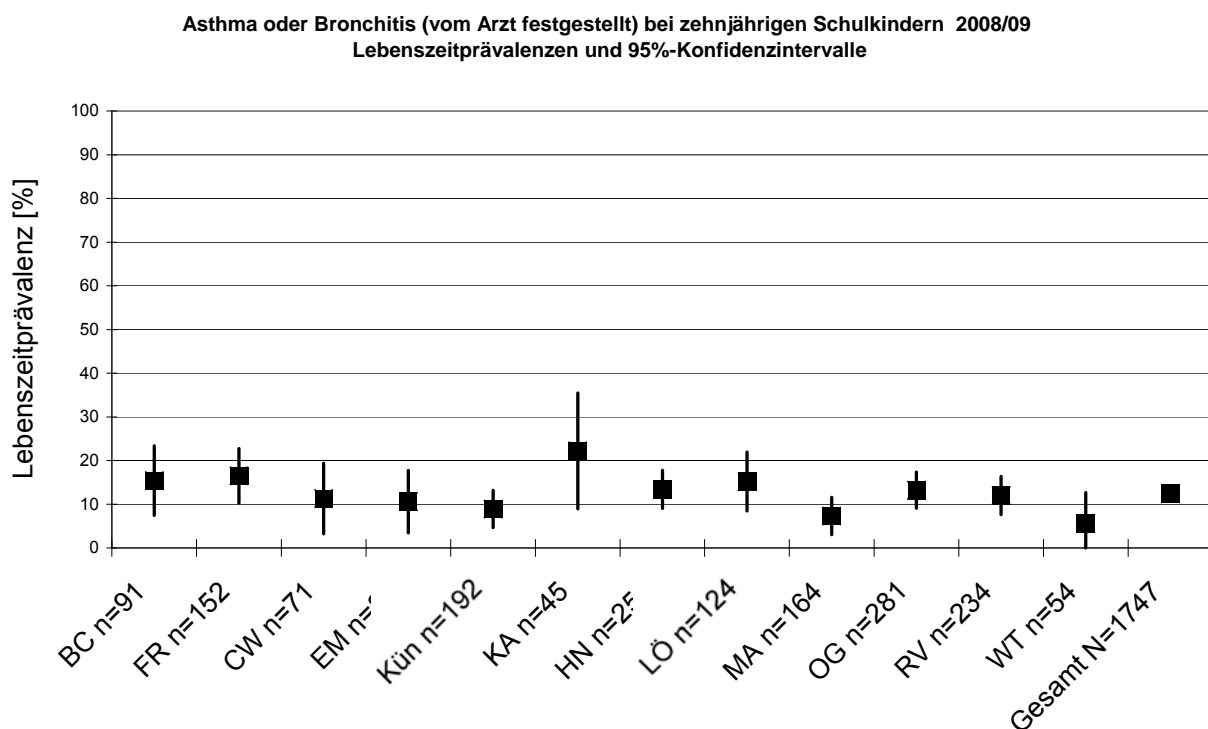


Abb. 6.7: Lebenszeitprävalenz von Asthma (A oder B) (alle Kinder)

Auch die Angaben zum Asthma (i. w. S.) zeigen eine Abhängigkeit von der Nationalität (bei deutschen Kindern: 13%, bei türkischen Kindern: 4 %), von der familiären Atopieanamnese (2008/09: 18 % vs. 10 %, deutsche. Kinder) und vom Geschlecht. Jungen

hatten ein höheres Erkrankungsrisiko als Mädchen (2008/09: 16 % vs. 11 % bei deutschen Kindern).

6.1.7 Pfeifende oder keuchende Atemgeräusche im Brustkorb (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A4.7

Die von den Eltern angegebene Lebenszeitprävalenz pfeifender oder keuchender Atemgeräusche im Brustkorb bei zehnjährigen Schulkindern schwankte zwischen 18 % (Biberach) und 35 % (Lörrach). Bei den deutschen Kindern lagen die Prävalenzen zwischen 19 % (Calw) und 35 % (Lörrach).

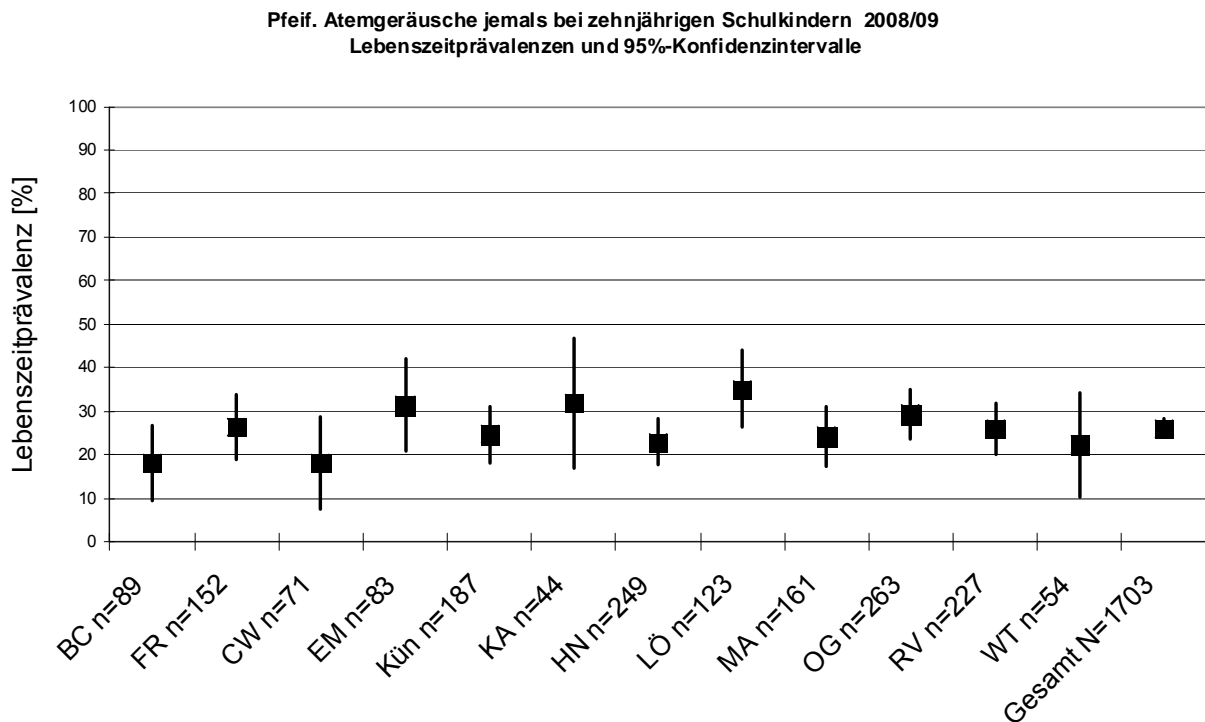


Abb. 6.8: Lebenszeitprävalenz Pfeifende Atemgeräusche (alle Kinder)

Die Angaben zu pfeifenden oder keuchenden Atemgeräuschen zeigen eine Abhängigkeit vom Geschlecht und von der familiären Atopieanamnese. Bei Jungen betrug die Lebenszeitprävalenz 32 %, während sie bei Mädchen mit 20 % niedriger lag. Bei Kindern, in deren Familie eine Erkrankung an Heuschnupfen, Neurodermitis oder Asthma bei den Eltern oder Geschwistern vorlag, wurde eine Lebenszeitprävalenz von 32 % beobachtet, im Vergleich zu 22 % bei Kindern ohne familiäre Atopieanamnese. Bei Angabe von Schimmel in der Wohnung lag die Lebenszeitprävalenz mit 31 % höher als

bei den Kindern, deren Eltern die Frage nach Schimmel in der Wohnung verneint hatten (25 %).

6.1.8 Pfeifende oder keuchende Atemgeräusche im Brustkorb (in den letzten 12 Monaten) – Tab. A4.8

Nach Angaben der Eltern lag die Jahresprävalenz pfeifender oder keuchender Atemgeräusche im Brustkorb zwischen 2 % (Emmendingen) und 11 % (Lörrach). Bei den deutschen Kindern schwankten die Prävalenzen im Bereich von 3 % (Emmendingen) und 10 % (Landkreis Heilbronn, Lörrach, Ortenaukreis).

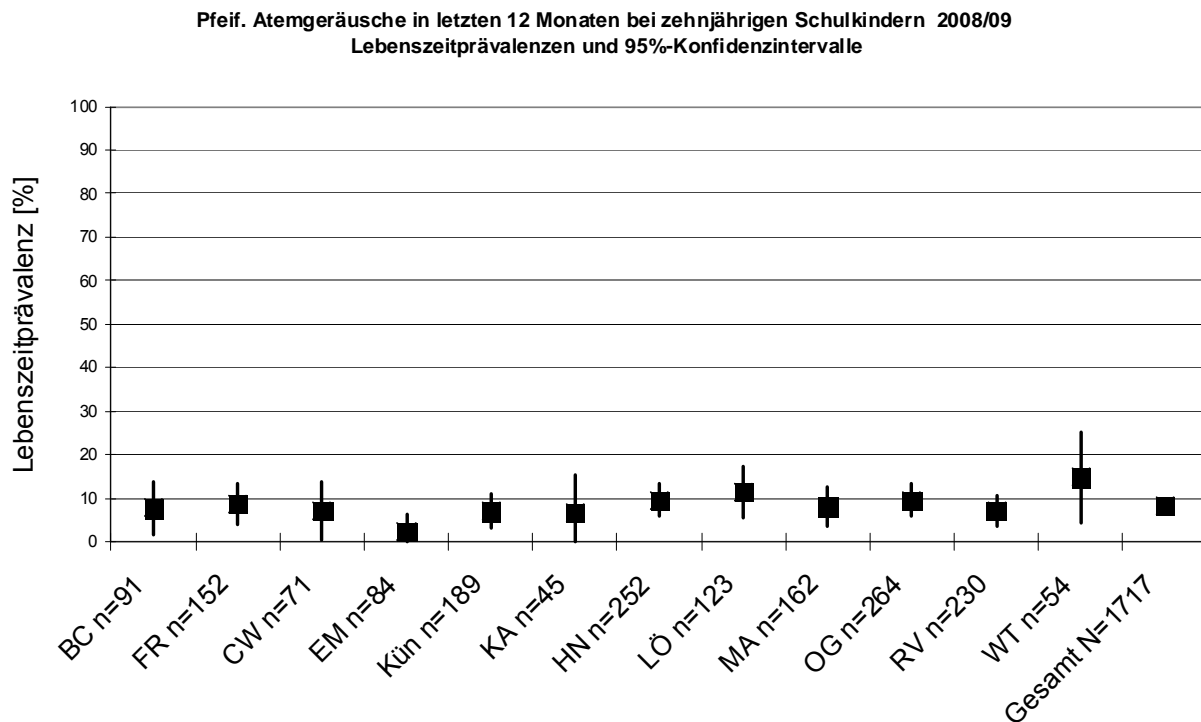


Abb. 6.9: Jahresprävalenz Pfeifende Atemgeräusche (alle Kinder)

Auch die Jahresprävalenzen von pfeifenden oder keuchenden Atemgeräuschen weisen eine Abhängigkeit vom Geschlecht und von der familiären Atopieanamnese auf. Bei Jungen betrug die Jahresprävalenz 10,5 %, während sie bei Mädchen mit 6 % etwas niedriger lag. Bei Kindern, in deren Familie eine Erkrankung an Heuschnupfen, Neurodermitis oder Asthma bei den Eltern oder Geschwistern vorlag, wurde eine Lebenszeitprävalenz von 11 % beobachtet, im Vergleich zu 7 % bei Kindern ohne familiäre Atopieanamnese. Anders als bei der Lebenszeitprävalenz ließ sich bei der Jahrespräva-

lenz pfeifender Atemgeräusche kein deutlicher Einfluss von Schimmel in der Wohnung erkennen.

6.1.9 Anfälle von Atemnot und Kurzatmigkeit in den letzten 12 Monaten (Jahresprävalenz) – Tab. A4.9 und Tab. A4.10

Ein weiteres Symptom, zu dem die Eltern befragt wurden, waren Anfälle von Kurzatmigkeit oder Atemnot in den letzten 12 Monaten. Für 2 % bis 8 % der Kinder wurde ein Anfall von Kurzatmigkeit oder Atemnot angegeben, insgesamt waren es 4 % aller Kinder. Für weitere 4 % der Kinder gaben die Eltern mehrere Anfälle von Kurzatmigkeit oder Atemnot während eines Jahres an, mit einem Schwankungsbereich zwischen den Untersuchungsgebieten von 1 % bis 5 %. Betrachtet man nur die deutschen Kinder, so wurden für dieses Symptom die gleichen Prävalenzen beobachtet, d.h. zwischen 2 % bis 8 % (ein Anfall pro Jahr) bzw. 1 % bis 5 % (mehrmals).

Bei Kindern mit Atopie in der Familie wurde das Symptom (Atemnot einmal oder mehrmals) in 11 % der Elternfragebögen angegeben im Vergleich zu 6 % bei den Kindern ohne familiäre Atopieanamnese.

Jungen hatten häufiger Anfälle von Atemnot und Kurzatmigkeit als Mädchen. Bei türkischen Kindern waren solche Anfälle nach den Elternangaben seltener als bei deutschen Kindern und bei Kindern anderer Nationalität.

6.2 Bewertung der Häufigkeit von Atemwegserkrankungen

Die Lebenszeitprävalenzen von Atemwegserkrankungen und die Häufigkeit von Symptomen wie pfeifenden, keuchenden Atemgeräuschen oder Atemnot liegen insgesamt in einem Bereich, der auch in vergleichbaren Untersuchungen bei Kindern dieser Altersgruppe beobachtet wurde.

Eine familiäre Atopieanamnese kann nach den vorliegenden Ergebnissen als ein Risikofaktor für höhere Prävalenzen bei Asthma und asthmaspezifischen Symptomen angesehen werden. Bei Vorliegen einer familiären Atopie ergibt sich ein fast zweifaches Risiko für Asthma. Bei Jungen werden ebenfalls häufiger Asthmaerkrankungen beobachtet als bei Mädchen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde wie auch in vorangegangenen Untersuchungen nicht selten ein negativer Zusammenhang zwischen Passivrauchexposi-

tion und Atemwegserkrankungen und Symptomen beobachtet. Da aus den Elternangaben nicht hervorgeht, ob das Rauchen im Haushalt wegen einer Erkrankung des Kindes aufgegeben wurde, ist jedoch Vorsicht bei der Interpretation dieser Ergebnisse geboten. Eine Empfehlung für das Rauchen im elterlichen Haushalt ist deshalb keinesfalls aus der hier vorgelegten Untersuchung abzuleiten.

Bewertung

Die vorliegenden Ergebnisse dienen der Beschreibung der in der Untersuchung erhobenen Daten. Eine Bewertung von Ortsunterschieden ist angesichts der kleinen Stichprobenumfänge schwierig und wenig sinnvoll. Eine zeitliche Betrachtung ist durch den Wechsel der Zusammensetzung in der Studienpopulation erschwert. Es besteht jedoch die Möglichkeit, anhand der im Anhang A7 enthaltenen Abbildungen, die Daten dieser Untersuchung mit früheren Ergebnissen zu vergleichen, wobei wegen der kleinen Untersuchungskollektive Vorsicht bei der Interpretation geboten ist.

In der Untersuchung 2008/09 wurden wie schon in den vorangegangenen Untersuchungen deutlich niedrigere Lebenszeitprävalenzen für Keuchhusten beobachtet als noch in den neunziger Jahren. Ein Zusammenhang mit den gestiegenen Impfraten gegen Keuchhusten (Pertussis) ist sehr wahrscheinlich.

Die beobachteten Zusammenhänge von asthmatischen Erkrankungen und Symptomen mit einer familiären Disposition, der Nationalität, und dem Geschlecht bestätigen die Ergebnisse früherer Untersuchungen und einiger im Kinder- und Jugendgesundheits-survey 2003-2006 berichteten Einflüsse auf die Asthmaprävalenzen.

Gesundheitlich relevante Ergebnisse: Bei 4,5 % der untersuchten Kinder wurde von einem Arzt Asthma bronchiale festgestellt (Elternangaben). Verwendet man die Definition von Asthma im weiteren Sinne nach VON MUTIUS, steigt die Zahl auf 12 %. Unter Berücksichtigung möglicher "falsch positiver" Angaben bei dieser Definition, die nach einer eigenen früheren Untersuchung bei 40 % bis 50 % liegen, kann man von einer tatsächlichen Asthmaprävalenz von etwa 6 % bis 8 % ausgehen. Wesentlichen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit einer Erkrankung haben die familiäre Disposition zu Atopie und das Geschlecht, wobei Jungen häufiger erkranken als Mädchen. Bei diesen Faktoren handelt es sich jedoch nicht um präventable Risiken. Das Wissen darüber kann eventuell in die Beratung von Eltern einfließen, indem die mögliche Prädisposition

berücksichtigt wird. Es gibt Hinweise aus anderen Studien, dass Kinder, die auf Bauernhöfen aufwachsen, seltener erkranken (VON MUTIUS et al. 1994a).

Die Vermeidung von Schimmel in der Wohnung als mögliche Präventionsmaßnahme für Atemwegserkrankungen erscheint vor dem Hintergrund einiger Ergebnisse - unter anderem aus dem Kinder- und Jugendgesundheitssurvey - sinnvoll, auch wenn sich ein Einfluss dieses Faktors nicht für alle betrachteten Erkrankungen und Symptome erkennen lässt.

7 Allergien und Allergie-Screening

Einen Überblick über die Prävalenz allergischer Erkrankungen und die Ergebnisse des Allergie-Screenings, die in der Untersuchung 2008/09 ermittelt wurden, zeigen die Tabellen im Anhang A5.

7.1 Allergien allgemein

7.1.1 Allergie jemals (Lebenszeitprävalenz) - Tab. A5.1 - A5.2

Die Lebenszeitprävalenz für 'Allergie' lag in der Untersuchung 2008/09 für alle Kinder zwischen 23 % im Landkreis Heilbronn und 36 % in Calw und Lörrach sowie bei deutschen Kindern zwischen 25 % (Landkreis Heilbronn, Biberach) und 45 % (Calw).

Die Frage: „Hat oder hatte Ihr Kind irgend einmal in seinem Leben eine Allergie?“ wird von Eltern deutscher Kinder häufiger bejaht (32 %) als von Eltern türkischer Kinder (19 %) und Kindern anderer Nationalität (25 %). Bei familiärer Disposition ergibt sich ein 1,3 bis 1,5faches Allergierisiko.

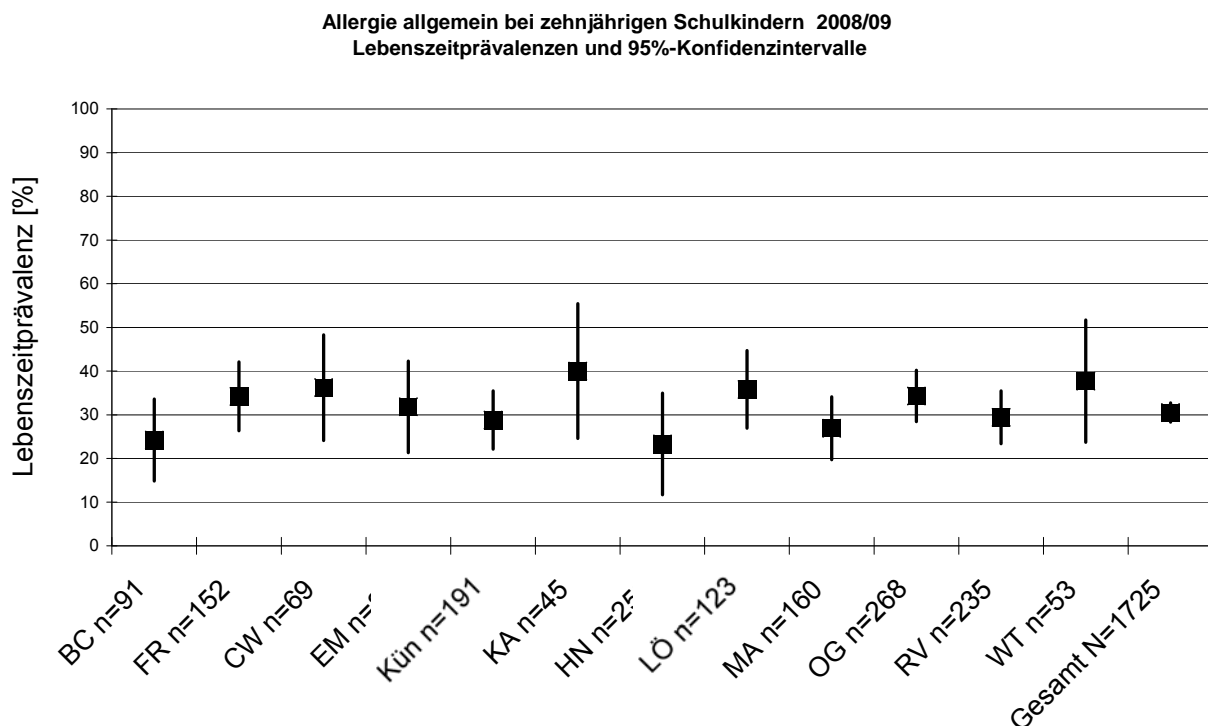


Abb. 7.1: Lebenszeitprävalenz Allergie allgemein (alle Kinder)

Die Angaben zur Lebenszeitprävalenz für Allergie sind mit den Ergebnissen der bisherigen Querschnittsuntersuchungen des Projektes Beobachtungsgesundheitsämter

vergleichbar. Ergebnisse anderer vergleichbarer Prävalenzerhebungen liegen uns für die hier untersuchte Altersgruppe nicht vor.

7.1.2 Allergie vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.1 - A5.2

Die Lebenszeitprävalenz für 'Allergie vom Arzt bestätigt' lag in der Untersuchung 2008/09 insgesamt bei 19,5 % mit einer Streubreite zwischen 11 % in Biberach und 24 % im Breisgau-Hochschwarzwald, bei deutschen Kindern bei 20,8 % mit einer Streubreite zwischen 10 % (Biberach) und 25 % (Breisgau-Hochschwarzwald, Calw, Lörrach).

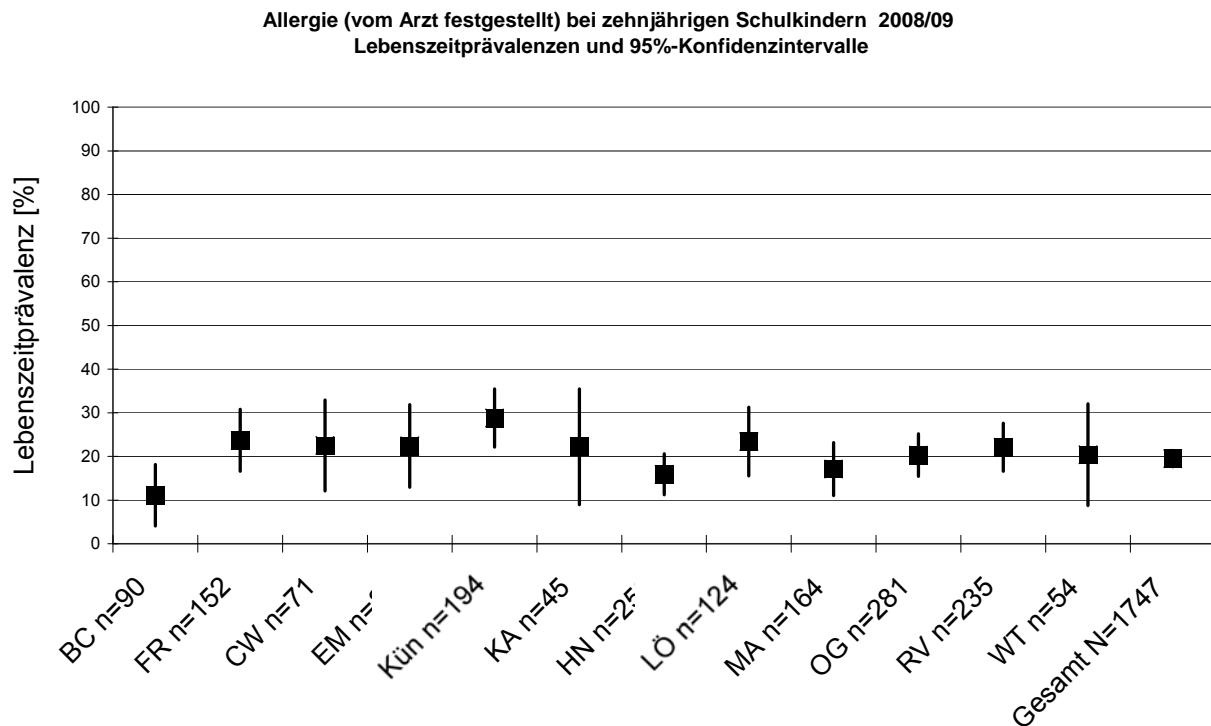


Abb. 7.2: Lebenszeitprävalenz für Allergie (nach Elternangabe vom Arzt festgestellt)

Die Lebenszeitprävalenz für "Allergie vom Arzt bestätigt" ist bei deutschen Kindern mit 21 % höher als bei türkischen Kindern (12 %). Jungen erkranken etwas häufiger an Allergien als Mädchen (22 % vs. 17 %). Ein weiterer Einflussfaktor war Atopie in der Familie. Die etwas höhere Prävalenz von Allergien bei Kindern, bei denen Schimmel in der Wohnung angegeben wurde, ist anhand der 95%-Konfidenzintervalle statistisch nicht gesichert.

7.1.3 Allergieart (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.3 - A5.4

Bei der **Aufgliederung nach Allergiearten** (Tab. A5.3) kommt den Inhalationsallergien mit 11 % bis 28 % der höchste Anteil zu (Prävalenz insgesamt: 17 %). Der Anteil der Kinder mit Lebensmittelallergien (Tab. A5.11) liegt bei 8 % und schwankt zwischen 3 % in Biberach und 14 % in Calw. Kontaktallergien wurden bei 2 % bis 9 % der untersuchten Kinder beobachtet (insgesamt 5 %), und die Häufigkeit sonstiger Allergien schwankt zwischen 3 % und 10% (insgesamt 7 %). Eine Kontaktallergie wurde angenommen, wenn die Eltern im Fragebogen auf die Frage „Wogegen ist/war Ihr Kind allergisch?“ Angaben wie „Metalle (z.B. Uhren, Schmuck, Ohringe)“ angekreuzt oder im Freitext beschrieben haben, die auf eine Kontaktallergie schließen ließen.

Im Kinder- und Jugendsurvey wurde anders als in der vorliegenden Untersuchung gesondert nach der Lebenszeitprävalenz „allergischer Kontaktekzeme“ gefragt, was Prävalenzangaben in Höhe von 10,3 % bei 7-10jährigen Kindern und 14,7 % bei 11-13Jährigen ergab. Diese Häufigkeiten sind jedoch wahrscheinlich eher mit den Elternangaben zu „endogenem Ekzem bzw. Neurodermitis“ in der vorliegenden Untersuchung vergleichbar, denn bei diesen wurde in unserer Untersuchung eine Prävalenz von 14,5% beobachtet - im Gegensatz zu 5 % bei Kontaktallergien.

7.2 Hautallergien

7.2.1 Atopische Dermatitis (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.5

Die Lebenszeitprävalenz für **Atopische Dermatitis** liegt in der Untersuchung 2008/09 insgesamt bei 18 % und schwankt zwischen 12 % in Lörrach und 27 % in Calw.

Die Lebenszeitprävalenz von atopischer Dermatitis ist bei deutschen Kindern mit 19 % höher als bei türkischen Kindern (11 %). Bei familiärer Disposition wird ebenfalls eine höhere Lebenszeitprävalenz beobachtet (26 % vs. 12 %).

7.2.2 Atopische Dermatitis vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.5

Elternangaben zu der Frage: „Hat ein Arzt bei Ihrem Kind jemals Neurodermitis, endog. Ekzem oder atopische Dermatitis festgestellt?“ (**‘Atopische Dermatitis vom Arzt bestätigt’**) ergeben in der Untersuchung 2008/09 Lebenszeitprävalenzen zwischen 7 %

in Lörrach und 20 % in Calw und bei deutschen Kindern zwischen 8 % (Lörrach) und 25% (Calw).

Die Lebenszeitprävalenz von atopischer Dermatitis ist bei deutschen Kindern mit 16 % höher als bei türkischen Kindern (4 %) und Kindern anderer Nationalität (10 %). Familiäre Atopiedisposition ist mit einem etwa zweifach höheren Risiko, an einer atopischen Dermatitis zu erkranken, verbunden.

Im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey 2003-2006 wurde Eltern die Frage: „Hat ein Arzt jemals bei Ihrem Kind ein atopisches Ekzem festgestellt?“ gestellt. Nach Elternangaben zu dieser Frage lag die Lebenszeitprävalenz von atopischem Ekzem bei etwa 15 % für die beiden Altersgruppen 7-10 Jahre und 11-13 Jahre. Als Einflussfaktoren wurden im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey der Migrationshintergrund und Angaben zum Sozialstatus ermittelt.

7.2.3 Juckender Hautausschlag (Lebenszeitprävalenz und Jahresprävalenz) – Tab. A5.6

Die **Lebenszeitprävalenz** für juckenden Hautausschlag liegt in der Untersuchung 2008/09 zwischen 14 % in Mannheim bzw. Biberach und 23 % im Breisgau-Hochschwarzwald.

Bei einem großen Teil der Kinder mit juckendem Hautausschlag waren die Symptome innerhalb des letzten Jahres aufgetreten. Die **Jahresprävalenz** für juckenden Hautausschlag liegt in der Untersuchung 2008/09 zwischen 4 % in Biberach und 14 % im Hohenlohekreis.

7.2.4 Juckender Hautausschlag an bestimmten Stellen (Jahresprävalenz) – Tab. A5.6

Die Jahresprävalenz für juckenden Hautausschlag an bestimmten Stellen liegt in der Untersuchung 2008/09 zwischen 2 % in Biberach und 12 % im Breisgau-Hochschwarzwald.

7.2.5 Milchschorf (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.7

Die Lebenszeitprävalenz für Milchschorf liegt in der Untersuchung 2008/09 zwischen 6 % in Mannheim und 33 % im Breisgau-Hochschwarzwald.

7.3 Inhalationsallergien

7.3.1 Heuschnupfen (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.8

Die Frage: „Hatte Ihr Kind irgend einmal in seinem Leben Heuschnupfen?“ wurde in der Untersuchung 2008/09 von 13 % der Eltern bejaht. Zwischen den Untersuchungsgebieten gab es Prävalenzunterschiede von 4 % in Calw bis 20 % in Lörrach, wobei der Prävalenzschätzung für Calw nur eine sehr kleine Fallzahl zugrunde liegt.

Die Lebenszeitprävalenz lag 2008/09 bei Jungen mit 16 % höher als bei Mädchen (10 %.) Mit einer familiären Disposition ist ebenfalls ein erhöhtes Risiko verbunden (Prävalenz bei Atopie in der Familie 18 % gegenüber 9 % ohne Atopie in der Familie).

7.3.2 Heuschnupfen vom Arzt bestätigt (Lebenszeitprävalenz) – Tab. A5.8

Die Lebenszeitprävalenz für **‘Heuschnupfen vom Arzt bestätigt’** wurde aus den Elternangaben zur Frage: „Hat ein Arzt bei Ihrem Kind jemals Heuschnupfen festgestellt?“ ermittelt. Sie lag in der Untersuchung 2008/09 insgesamt bei 8 % und schwankte in den Untersuchungsgebieten zwischen 3 % in Calw und 15 % in Lörrach. Bei deutschen Kindern variierten die Zahlen von 2 % (Calw) bis 15 % (Lörrach).

Wie in der Untersuchung 2004/05 lässt sich die früher beobachtete Abhängigkeit von der Nationalität in dieser Untersuchung nicht mehr sichern, auch wenn bei deutschen Kindern mit 9 % nach Elternangaben vom Arzt festgestellter Erkrankungen etwas höhere Prävalenzen beobachtet werden als bei türkischen Kindern (8 %) und Kindern anderer Nationalität (5 %). Eine positive Assoziation zwischen familiärer Atopie und der Erkrankungshäufigkeit an Heuschnupfen zeigt sich wie in den vergangenen Untersuchungen (13 % vs. 5 %). Deutsche Kinder mit mehreren Geschwistern erkrankten etwas seltener an Heuschnupfen (6 %) als Kinder mit weniger als zwei Geschwisterkindern (10%).

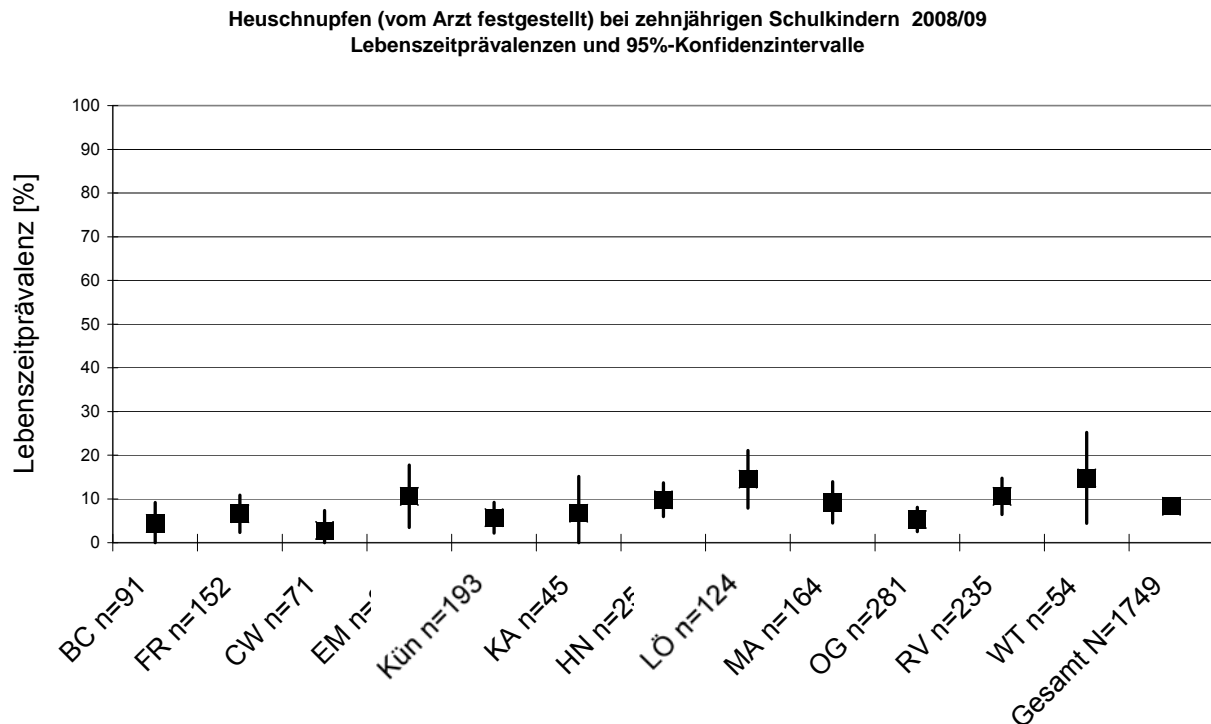


Abb. 7.3: Lebenszeitprävalenz von Heuschnupfen (vom Arzt festgestellt)

Bei Jungen wurde Heuschnupfen (von einem Arzt festgestellt) etwas häufiger berichtet als bei Mädchen (10 % vs. 6 % bzw. bei deutschen Kindern: 11 % der Jungen vs. 7 % der Mädchen).

Im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey 2003-2006 wurden Lebenszeitprävalenzen von 4,9 % in der Altersgruppe 7-10 Jahre und 10,5 % bei 11- bis 13-jährigen Kindern beobachtet. Als Einflussfaktoren wurden im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey das Geschlecht und Angaben zum Sozialstatus ermittelt.

7.3.3 Rhinitis (Lebenszeitprävalenz und Jahresprävalenz) – Tab. A5.9

Die **Lebenszeitprävalenz** von Rhinitis (Angaben zu Niesanfällen oder laufender, verstopfter Nase ohne Erkältung) lag in der Untersuchung 2008/09 zwischen 19 % im Landkreis Heilbronn und 30 % im Breisgau-Hochschwarzwald (und insgesamt bei 25 %).

Die Elternangaben zur **Jahresprävalenz** von Rhinitis schwankten in der Untersuchung 2008/09 zwischen 16 % in Calw und 26 % in Lörrach (insgesamt: 21 %).

Mit 7,5 % bis 8,5 % für Niesanfalle und 6,7 % - 10,4 % für laufende oder verstopfte Nase wurden bei den Untersuchungen von HEINRICH et al. (1998) bei 8- bis 10-jährigen Kindern in drei Gebieten in Sachsen-Anhalt deutlich niedrigere Jahresprävalenzen ermittelt. Bei Kindern der 2. Klassenstufe wurden 1994/95 in Hessen mit 15,9 % - 21,9 % ähnliche Jahresprävalenzen für Rhinitis beobachtet wie in der vorliegenden Untersuchung (NORDIG, 1996). In einer Untersuchung bei Schulkindern in Budapest im Alter zwischen 6 - 12 Jahren im Jahr 2007 fanden die Autoren eine Prävalenz von „allergischer Rhinitis“ in Höhe von 15 % und „ärztlich festgestellt“: 12 % (SULTESZ et al., 2010).

7.3.4 Rhinokonjunktivitis (Jahresprävalenz) – Tab. A5.10

Die Jahresprävalenz von Rhinokonjunktivitis bei Viertklässlern lag in der Untersuchung 2008/09 zwischen 20 % in Calw und 41 % in Emmendingen.

7.3.5 Konjunktivitis (Jahresprävalenz) – Tab. A5.10

Die Jahresprävalenz von Konjunktivitis lag in der Untersuchung 2008/09 bei 16 % und schwankte in den Untersuchungsgebieten zwischen 10 % in Calw und 20 % im Breisgau-Hochschwarzwald.

Bei den Untersuchungen von HEINRICH et al. (1998) bei 8- bis 10-jährigen Kindern in drei Gebieten in Sachsen-Anhalt wurden mit 7,0 % bis 9,7 % niedrigere Jahresprävalenzen für Konjunktivitis ermittelt. Mit 11,9 % bis 14,8 % wurden bei Kindern der 2. Klassenstufe 1994/95 in Hessen ebenfalls nicht ganz so hohe Jahresprävalenzen wie in der vorliegenden Untersuchung beobachtet (NORDIG, 1996).

7.4 Lebensmittelallergien/-unverträglichkeiten

7.4.1 Lebenszeitprävalenz von Lebensmittelallergien – Tab. A5.11 – A5.12

Die Angaben zur Lebenszeitprävalenz von Lebensmittelallergien lagen zwischen 3 % (Biberach) und 14 % (Calw). Bei deutschen Kindern schwanken die Prävalenzen zwischen 4 % (Biberach) und 17 % (Calw).

Von den Beschwerden, die bei Lebensmittelallergien/-unverträglichkeiten auftraten, wurden Hautausschlag, Bauchschmerzen, Durchfall, Brennen an Mund und Lippen und Ekzeme am häufigsten berichtet.

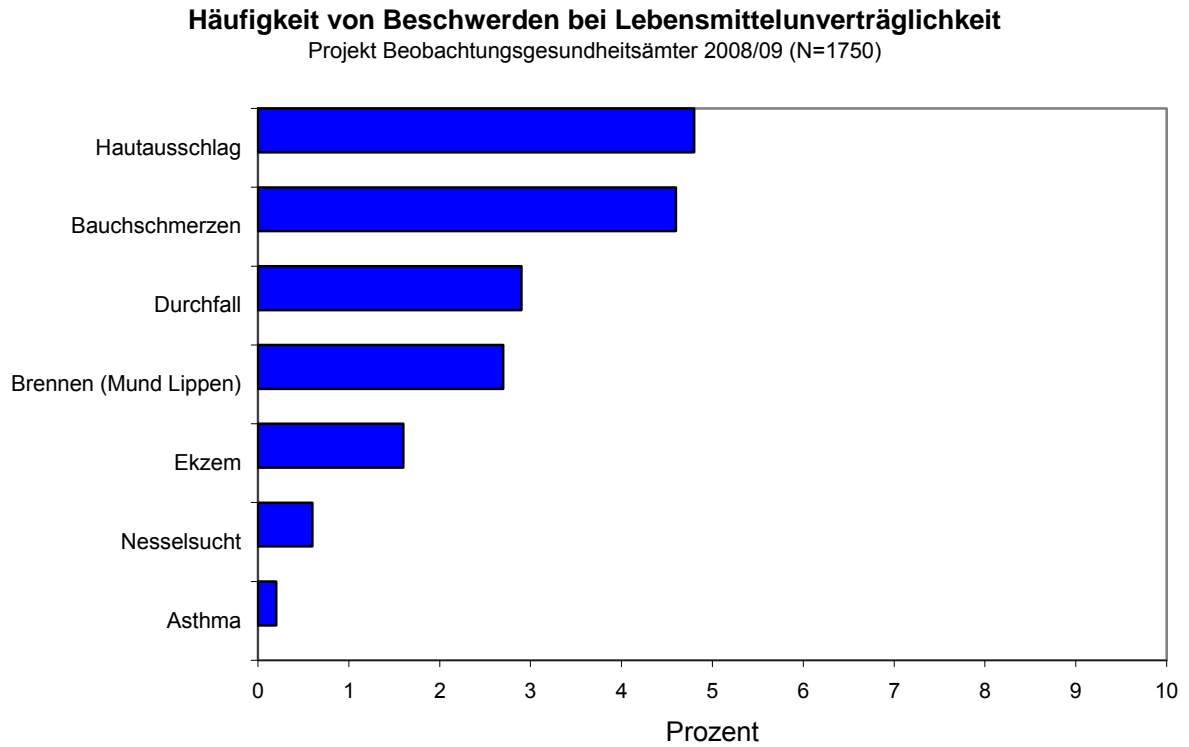


Abb. 7.4: Häufigkeit verschiedener Beschwerden bei Lebensmittelallergien bzw. Lebensmittelunverträglichkeiten (N = 1750)

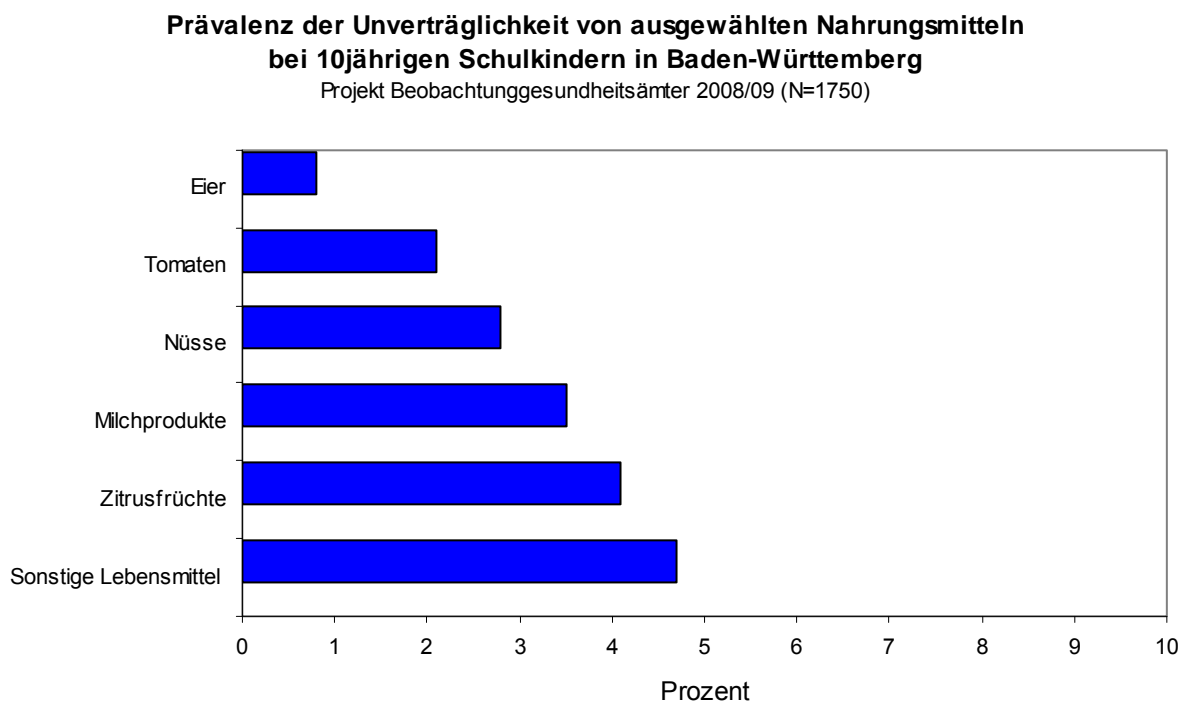


Abb. 7.5: Häufigkeit von Lebensmittelallergien/-unverträglichkeiten gegen verschiedene Lebensmittel (N = 1750)

Das Muster der Beschwerden (Tab. A5.12) zeigt, dass Hautausschlag nach dem Verzehr von Zitrusfrüchten (bei 2 % der Kinder), von Nüssen (1,2 %), Tomaten (0,9 %) und anderen Lebensmitteln (1,9 %) beobachtet wurde. Zitrusfrüchte führten auch zu „Brennen an Mund und Lippen“ (1,3 %) sowie zur Verschlechterung bei Neurodermitis (atop. Ekzem; 0,9 %). Nach dem Genuss von Milchprodukten traten vorwiegend Bauchschmerzen (2,3%) und Durchfall (1,5 %) auf, wobei diese Symptome eher durch Infektionen bedingt sein könnten. Die beobachteten Prävalenzen stützen sich jeweils auf relativ kleine Fallzahlen.

7.5 Allergie-Screening

Die Zahl der untersuchten Kinder, für die anhand einer Blutprobe ein Allergie-Screening (Test auf spezifische IgE gegen bestimmte Inhalationsallergene) durchgeführt werden konnte, war in dieser Untersuchung mit insgesamt 1089 etwas höher als in früheren Untersuchungen.

Bei allen Kindern, bei denen Serumproben zur Verfügung standen, wurde ein Screening auf IgE-Antikörper gegen Inhalationsallergene (SX1-Test) und ein Test auf spezifische IgE-Antikörper gegen das native Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia*, Amb a1, durchgeführt. Die übrigen Bluttests wurden nur in den Fällen durchgeführt, bei denen der SX1-Test positiv ausfiel.

7.5.1 Inhalationsallergene (SX1-Test) – Tab. A5.13

Im Allergie-Screening auf Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene (SX1-Test) werden spezifische IgE-Antikörper gegen folgende Allergenextrakte halbquantitativ bestimmt: d1 (*Dermatophagoides pteronyssinus*), e1 (Katzenepithelien und Katzenschuppen), e5 (Hundeschuppen), g6 (*Phleum pratense*), g12 (*Secale cereale*), t3 (*Betula verrucosa*), w6 (*Artemisia vulgaris*), m2 (*Cladosporium herbarum*).

Der Anteil positiver Ergebnisse im Allergie-Screening auf Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene (SX1-Test) lag in der Untersuchung 2008/09 zwischen 31 % in Calw und 52 % im Kreis Waldshut, wobei sich die 95%-Konfidenzintervalle in allen Untersuchungsgebieten überlappen (Abb. 7.6). Bei den deutschen Kindern schwankten die Zahlen zwischen 35 % (Mannheim) und 52 % (Kreis Waldshut). Insgesamt waren es 40 % von allen Kindern und 42 % der deutschen Kinder.

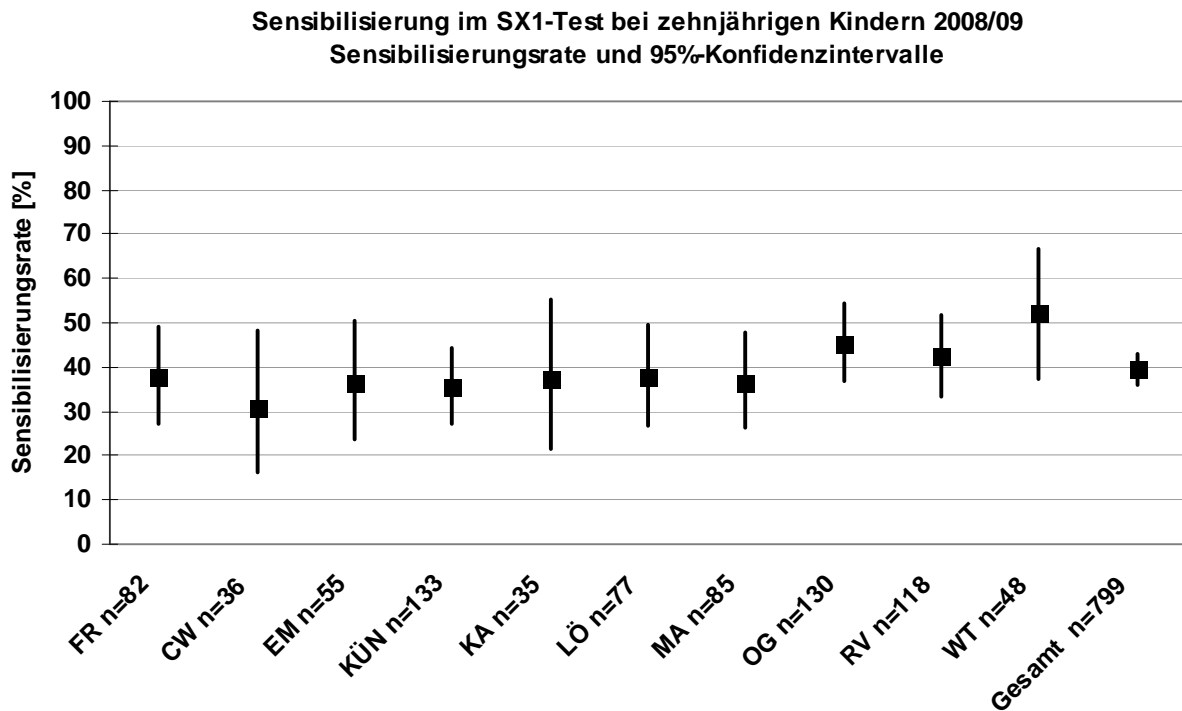


Abb. 7.6: Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene (SX1-Test)

Für deutsche Kinder wurde mit 42 % ein höherer Anteil positiver Ergebnisse ermittelt als bei türkischen Kindern mit 27 % positiven SX1-Testergebnissen, wobei die Zahl der türkischen Kinder in diesem Teil der Untersuchung mit n=48 nicht sehr groß war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität (31 %) lag ebenfalls niedriger als bei deutschen Kindern.

Die Prävalenz bei Jungen lag höher als die bei Mädchen (44 % vs. 36 %; bei deutschen Kindern: 45 % vs. 38 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine höhere Prävalenz positiver SX1-Tests (50 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (32 %) bzw. bei deutschen Kindern: 51 % vs. 34 %.

Im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey 2003-2006 wurden folgende Sensibilisierungsraten beobachtet: 39,4 % bei 7-10jährigen Kindern und 44,6 % bei 11- bis 13-jährigen Kindern, wobei sich die Sensibilisierungsraten auf eine höhere Anzahl von Allergenen beziehen als in der vorliegenden Untersuchung.

Auch im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey waren Jungen häufiger sensibilisiert als Mädchen. Angaben zum Sozialstatus oder Migrationshintergrund hatten keinen Einfluss auf die Prävalenz der Sensibilisierung gegenüber der untersuchten Allergenen.

7.5.2 Gräserpollen (gx1-Test) – Tab. A5.14

Der gx1-Test enthält eine Mischung von Allergenextrakten aus folgenden Gräserpollen: g3 (*Dactylis glomerata*), g4 (*Festuca elatior*), g5 (*Lolium perenne*), g6 (*Phleum pratense*), g8 (*Poa pratensis*). Da der Allergenextrakt g6 auch im SX1-Test enthalten ist, wurden nur SX1-positive Seren dem gx1-Test unterzogen.

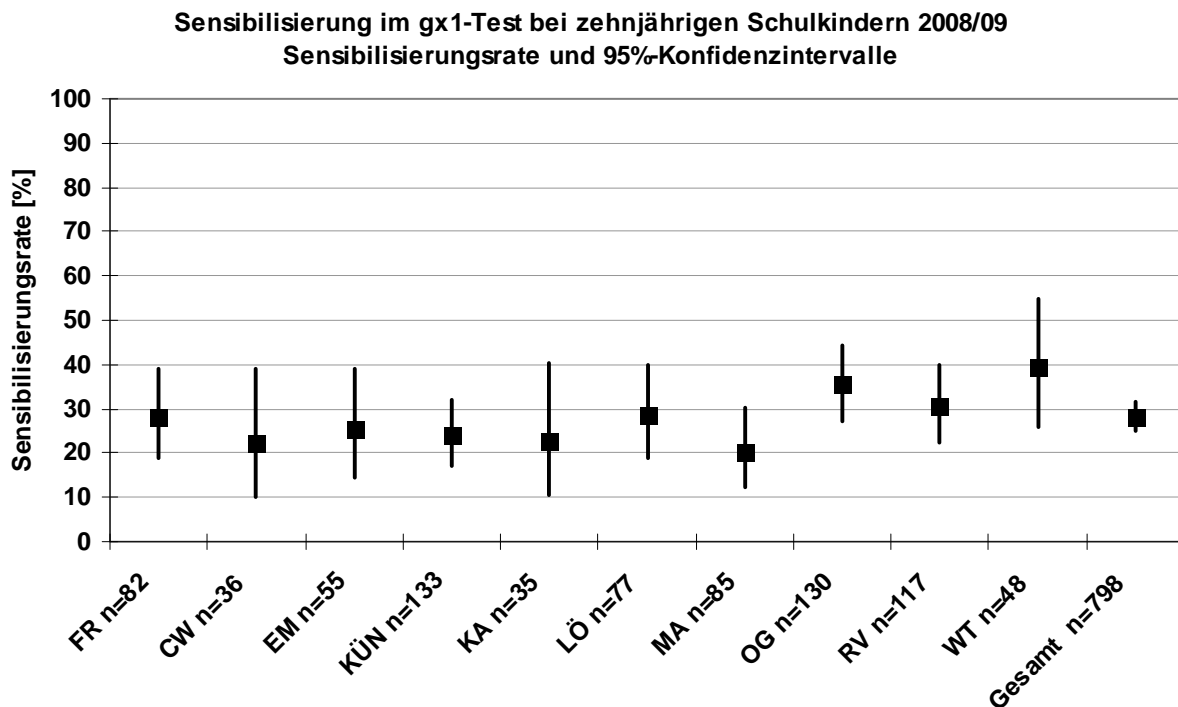


Abb. 7.7: Sensibilisierung gegen Gräserpollen (gx1-Test)

Der Anteil positiver Ergebnisse im gx1-Test bezogen auf alle untersuchten Kinder lag in der Untersuchung 2008/09 insgesamt bei 28 % und in den Untersuchungsgebieten zwischen 20 % (Mannheim) und 40 % (Waldshut-Tiengen). Bei deutschen Kindern lag der Anteil insgesamt bei 30 %; zwischen 15 % in Mannheim und 39 % in Waldshut-Tiengen.

Bei deutschen Kindern wurde mit 30 % ein deutlich höherer Anteil positiver Ergebnisse beobachtet als bei türkischen Kindern (17 %), wobei die Zahl der türkischen Kinder in diesem Teil der Untersuchung nicht sehr groß war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität lag mit 21 % zwischen diesen beiden Werten.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag 2008/09 höher als bei Mädchen (33 % vs. 24 %; bei deutschen Kindern: 34 % vs. 26 %). Bei familiärer Atopie ergab sich

ebenfalls eine höhere Prävalenz positiver gx1-Tests (37 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (22 %) bzw. bei deutschen Kindern: 38 % vs. 23 %.

7.5.3 Baumpollen (tx6-Test) – Tab. A5.15

Im tx6-Test sind Allergenextrakte aus den Baumpollen von Ahorn, Birke, Buche, Eiche und Walnuss enthalten: t1 (*Acer negundo*), t3 (*Betula verrucosa*), t5 (*Fagus grandifolia*), t7 (*Quercus alba*), t10 (*Juglans californica*). (Der Allergenextrakt t3 ist auch im SX1-Test enthalten.)

Der Anteil positiver Ergebnisse im tx6-Test lag 2008/09 insgesamt bei 17,5 % und in den Untersuchungsgebieten zwischen 14,5 % (Calw) und 24 % (Ravensburg). Bei deutschen Kindern lag der Anteil insgesamt bei 19 %; zwischen 14 % (Emmendingen, Waldshut) und 27 % in Ravensburg.

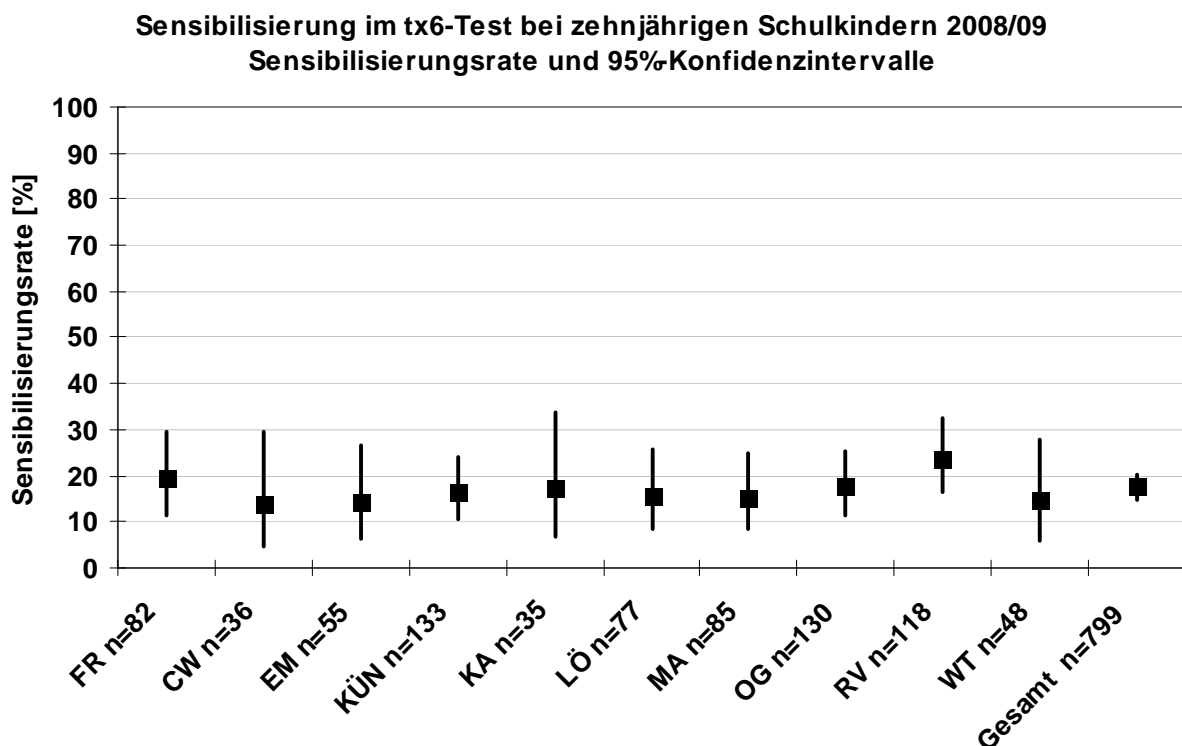


Abb. 7.8: Sensibilisierung gegen Baumpollen (tx6-Test)

Bei deutschen Kinder wurde mit 19 % ein deutlich höherer Anteil positiver Ergebnisse beobachtet als bei türkischen Kindern (4 %), wobei die Stichprobe türkischer Kinder in diesem Teil der Untersuchung relativ klein war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität lag mit 12 % zwischen diesen beiden Werten.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag höher als bei Mädchen (23-25 % vs. 12-14 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine höhere Prävalenz positiver tx6-Tests (24 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (13-15 %).

7.5.4 Allergene aus *Ambrosia artemisiifolia* (w1-Test) – Tab. A5.16

Der w1-Test enthält einen Allergenextrakt aus den Pollen von *Ambrosia artemisiifolia*. Der w1-Test wurde nur in den SX1-positiven Seren durchgeführt.

Der Anteil positiver Ergebnisse im Allergie-Screening auf Sensibilisierung gegen Allergene aus *Ambrosia artemisiifolia* (w1-Test) lag in der Untersuchung 2008/09 zwischen 8 % in Calw und 22 % im Landkreis Ravensburg und insgesamt bei 17 %. Bei den deutschen Kindern waren es insgesamt 19 % (von 10 % in Calw bis 25 % im Landkreis Ravensburg).

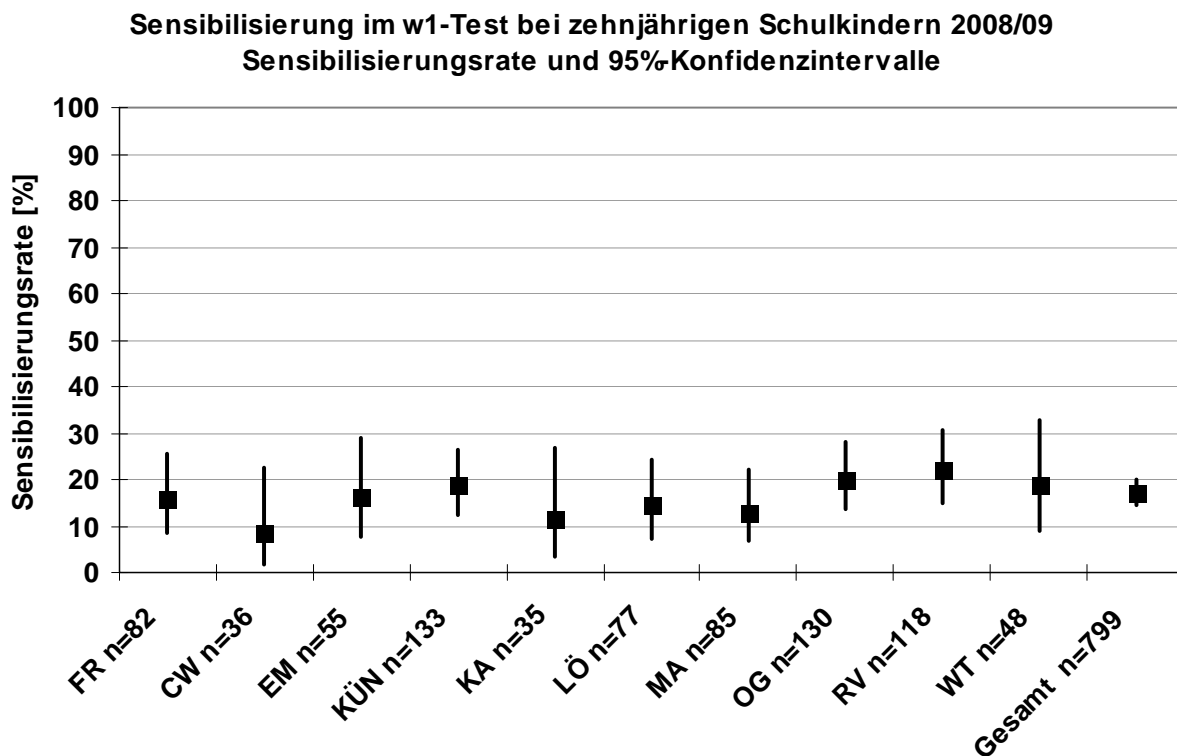


Abb. 7.9: Sensibilisierung gegen *Ambrosia artemisiifolia* (w1-Test)

Bei deutschen Kinder wurde 2008/09 mit 19 % ein höherer Anteil positiver Ergebnisse beobachtet als bei türkischen Kindern (4 %), wobei die Stichprobe der türkischen Kinder

relativ klein war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität (10 %) lag zwischen diesen beiden Werten.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag höher als bei Mädchen (21 % vs. 14 %; bei deutschen Kindern: 22 % vs. 15 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine höhere Prävalenz positiver w1-Tests (24 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (12%) bzw. bei deutschen Kindern: 24 % vs. 15 %.

7.5.5 Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia* (Amb a1-Test) – Tab. A5.17

Der Test auf Antikörper gegen das Majorallergen Amb a1 wurde in der Untersuchung 2008/09 bei allen Kindern durchgeführt, unabhängig vom Ergebnis des SX1-Tests.

Der Anteil positiver Ergebnisse im Amb a1-Test (Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia*) lag insgesamt bei 2 % und in den Untersuchungsgebieten zwischen 0 % (Karlsruhe, Mannheim) und 5 % (Breisgau-Hochschwarzwald). Bei deutschen Kindern lag der Anteil insgesamt bei 3 %; zwischen 0 % in Karlsruhe und Mannheim und 6 % im Breisgau-Hochschwarzwald.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag etwas höher als bei Mädchen (4 % vs. 1 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine etwas höhere Prävalenz positiver Amb a1-Tests (4 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (1 %) bzw. bei deutschen Kindern: 4 % vs. 2 %.

Bei 18 der insgesamt 19 Kinder mit einer positiven Sensibilisierung gegen Amb a1 lag auch ein positives Ergebnis im SX1-Test vor. Bei einer Person lag ein positives Ergebnis beim Test auf Amb a1, aber ein negatives Ergebnis im SX1-Test vor. Insofern ist davon auszugehen, dass bei nahezu allen Personen (ca. 95 %) mit einer Sensibilisierung gegen Allergene aus *Ambrosia artemisiifolia* auch ein positives Ergebnis im SX1-Test vorliegt.

7.5.6 Allergene aus *Artemisia vulgaris* (w6-Test) – Tab. A5.18

Der w6-Test enthält einen Allergenextrakt aus den Pollen von *Artemisia vulgaris*. Da dieser Extrakt auch im SX1-Test enthalten ist, wurden nur SX1-positive Seren dem w6-Test unterzogen.

Der Anteil positiver Ergebnisse im Allergie-Screening auf Sensibilisierung gegen Allergene aus *Artemisia vulgaris* (w6-Test) lag in der Untersuchung 2008/09 zwischen 6 % in Calw und 20 % im Landkreis Ravensburg und insgesamt bei 14 %. Bei den deutschen Kindern waren es insgesamt 16 % (von 7 % in Calw bis 23 % im Landkreis Ravensburg).

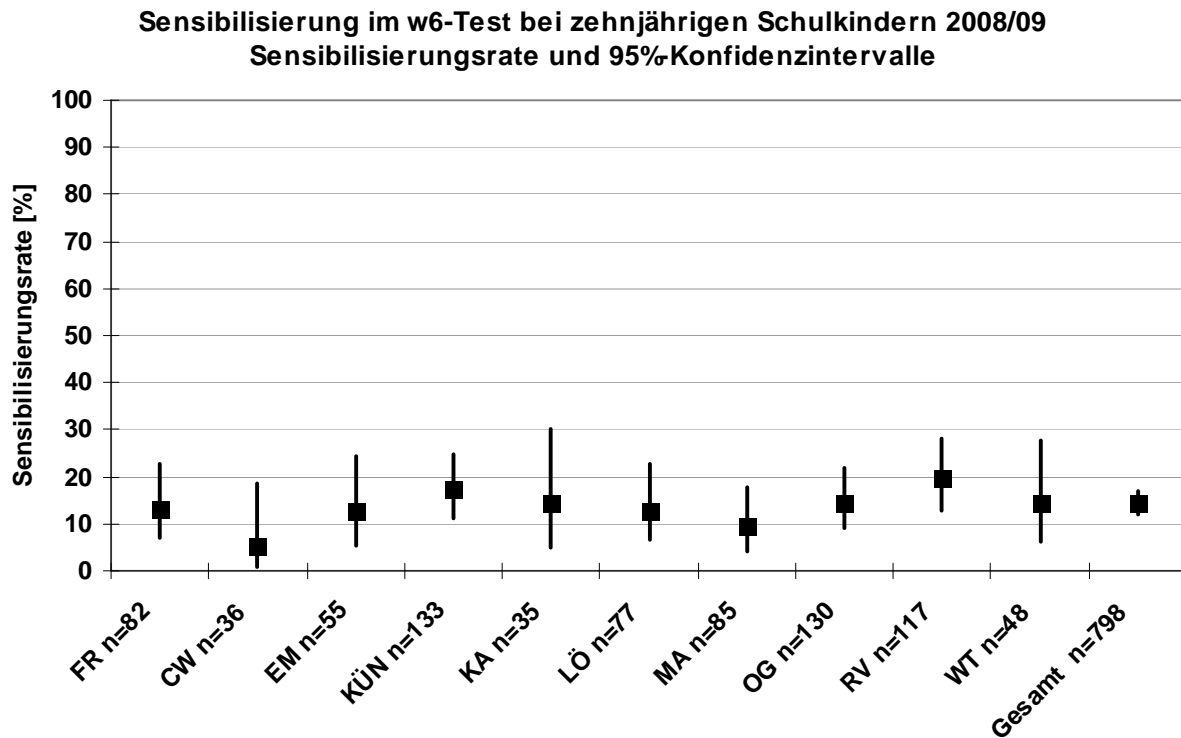


Abb. 7.10: Sensibilisierung gegen *Artemisia vulgaris* (w6-Test)

Bei deutschen Kinder wurde 2008/09 mit 16 % ein höherer Anteil positiver Ergebnisse beobachtet als bei türkischen Kindern (4 %), wobei die Stichprobe der türkischen Kinder relativ klein war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität (6 %) lag zwischen diesen beiden Werten.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag höher als bei Mädchen (18 % vs. 11 %; bei deutschen Kindern: 19 % vs. 13 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine höhere Prävalenz positiver w6-Tests (20 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (10 %) bzw. bei deutschen Kindern: 20 % vs. 13 %.

Im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey 2003-2006 waren insgesamt 11,2 % der Kinder gegen Beifuß (w6) sensibilisiert (Altersbereich 3-17 Jahre).

7.5.7 Majorallergen von *Artemisia vulgaris* (Beifuß, Art v1-Test) – Tab. A5.19

Der Anteil positiver Ergebnisse im Art v1-Test (Majorallergen von Beifuß) in der Untersuchung 2008/09 lag insgesamt bei 6 % und in den Untersuchungsgebieten zwischen 2 % (Emmendingen) und 11 % (Ravensburg). Bei deutschen Kindern lag der Anteil insgesamt bei 7 %; zwischen 2 % in Emmendingen und 13 % in Ravensburg.

Bei deutschen Kinder wurde mit 7 % ein höherer Anteil positiver Ergebnisse beobachtet als bei türkischen Kindern (2 %) wobei die Zahl der türkischen Kinder in diesem Teil der Untersuchung mit n=48 nicht sehr groß war. Die Prävalenz bei Kindern anderer Nationalität lag mit 3 % zwischen diesen beiden Werten.

Die Sensibilisierungsprävalenz bei Jungen lag etwas höher als bei Mädchen (8-9 % vs. 5-6 %). Bei familiärer Atopie ergab sich ebenfalls eine etwas höhere Prävalenz positiver Art v1-Tests (9 %) gegenüber Kindern ohne familiäre Disposition (5-6 %).

7.5.8 Kreuzreaktivität zwischen den verschiedenen Tests im Allergie-Screening

132 Kinder (16,5 %) zeigten sowohl im gx1-Test (Gräser-Mischung) als auch im tx6-Test (Baumpollen-Mischung) eine positive Reaktion. Es waren 59 % der gx1-positiven Kinder auch gegen die Allergene des tx6-Tests sensibilisiert und 94 % der tx6-positiven Kinder waren auch im gx1-Test positiv.

110 Kinder (14 %) waren sowohl gegen den Extrakt aus *Ambrosia artemisiifolia* (w1) als auch gegen den Extrakt aus *Artemisia vulgaris* (w6) sensibilisiert. Damit zeigen 80 % der w1-positiven bzw. 96 % der w6-positiven Kinder eine Kreuzreaktion mit den Antigenen aus den jeweils anderen Pflanzen. Ein positives Resultat in allen vier Tests (gx1, tx6, w1, w6) lag bei 105 Kindern (13,2 %) vor.

117 von 137 Kindern (85 %) mit Sensibilisierung gegen w1 waren gleichzeitig auch gegen gx1 und tx6 sensibilisiert. Von den 115 Kindern mit Sensibilisierung gegen w6 waren 106 (92 %) gleichzeitig gegen gx1 und tx6 sensibilisiert.

In 17 von 137 Seren (12 %), die im w1-Test positiv waren, konnten spezifische IgE-Antikörper gegen das gereinigte Majorallergen Amb a1 von *Ambrosia artemisiifolia* nachgewiesen werden. Bei 2 der insgesamt 799 Kinder (0,3 %) war der Amb a1-Test positiv, ohne dass gleichzeitig eine positive Reaktion im w1-Test vorlag. Bei 16 von 19 Kindern (84 %) mit Sensibilisierung auf Amb a1 lag gleichzeitig auch eine Sensibilisierung auf gx1 und tx6 vor.

Spezifische IgE-Antikörper gegen das Majorallergen Art v1 von *Artemisia vulgaris* konnten in 51 von 115 Proben (44 %) mit positivem w6-Test nachgewiesen werden. Bei 46 der 51 Kinder (90 %) mit Sensibilisierung gegen Art v1 lag gleichzeitig eine Sensibilisierung gegen gx1 und tx6 vor.

Die Untersuchungen zeigen, dass ein großer Teil der im SX1-Test positiv reagierenden Kinder gleichzeitig gegen mehrere Inhalationsallergene sensibilisiert sind. Eine Polysensibilisierung gegen Gräserpollen (gx1), Baumpollen (tx6), w1 und w6 zeigten immerhin 13 % aller Kinder bzw. ein Drittel aller SX1-positiven Kinder. In den meisten Fällen bestand bei Kindern mit positivem w1-Test auch eine Sensibilisierung beim w6-Test und umgekehrt. Eine spezifische Sensibilisierung gegen das Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia* (n Amb a1) war mit insgesamt 2 % relativ selten, während gegen das Majorallergen von *Artemisia vulgaris* (Beifuß) bei 6 % aller Kinder eine spezifische Sensibilisierung vorlag.

7.6 Bewertung der Häufigkeit von Allergien und Sensibilisierungen

Die vorliegenden Ergebnisse dienen der Beschreibung der in der Untersuchung 2008/09 erhobenen Daten. Eine Bewertung von Ortsunterschieden ist angesichts der kleinen Stichprobenumfänge schwierig und wenig sinnvoll. Eine zeitliche Betrachtung nach 2002/03 ist durch den Wechsel der Zusammensetzung in der Studienpopulation erschwert. Es besteht jedoch die Möglichkeit, anhand der im Anhang in Abschnitt A7 enthaltenen Abbildungen die Daten dieser Untersuchung mit früheren Ergebnissen zu vergleichen. Wegen der i.a. relativ kleinen Untersuchungskollektive in den Untersuchungsgebieten ist jedoch Vorsicht bei der Interpretation von Ortsunterschieden geboten.

Eine familiäre Disposition erwies sich bei allergischen Erkrankungen wie auch bei der Sensibilisierung gegenüber Inhalationsallergenen als Risikofaktor. Kinder, deren Eltern oder Geschwister eine atopische Erkrankung aufweisen, hatten ein etwa 1,5-faches Risiko, selbst eine Allergie zu bekommen, im Vergleich zu Kindern, in deren Familie keine atopischen Erkrankungen vorliegen. Heuschnupfen und atopische Dermatitis (Neurodermitis) wurden bei Kindern aus Familien mit atopischer Disposition etwa

doppelt so häufig beobachtet wie bei Kindern, in deren Familien bis zur Untersuchung keine atopischen Erkrankungen aufgetreten waren.

Für deutsche Kinder wurden bei fast allen allergischen Erkrankungen und bei der Sensibilisierung gegen alle hier untersuchten Inhalationsallergene höhere Prävalenzen ermittelt als für türkische Kinder. Im Gegensatz zu früheren Erhebungen wurden in dieser Untersuchung bei der Prävalenz von Heuschnupfen keine Unterschiede zwischen deutschen und türkischen Kindern beobachtet.

Beim Heuschnupfen und im Allergie-Screening gegen Inhalationsallergene waren Jungen häufiger betroffen als Mädchen, während bei der Prävalenz von atopischer Dermatitis kein Unterschied zwischen den Geschlechtern festgestellt werden konnte.

Bei der Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene waren Kinder etwas häufiger betroffen, bei denen nach Elternangaben Schimmel oder Feuchtigkeit in der Wohnung auftrat. Bei der Interpretation dieses Befundes muss auch ein Recall-Bias in Betracht gezogen werden. Ein deutlicher Einfluss von Schimmel und Feuchtigkeit auf die Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene lässt sich anhand der vorliegenden Daten statistisch nicht sichern. Die Vermeidung von Schimmelpilzen im Wohnbereich und in Gemeinschaftseinrichtungen erscheint dennoch empfehlenswert.

Ähnlich wie in früheren Untersuchungen zeigte sich im Untersuchungsgebiet Aulendorf/Bad Waldsee im Landkreis Ravensburg und im Ortenaukreis eine gegenüber den meisten anderen Untersuchungsgebieten etwas höhere Prävalenz von Sensibilisierungen gegen Inhalationsallergene.

In der vorliegenden Untersuchung wurde wie auch in vorangegangenen Untersuchungsrunden nicht selten ein negativer Zusammenhang zwischen Passivrauchexposition und Erkrankungen wie Allergien, Heuschnupfen und atopischer Dermatitis beobachtet. Da aus den Elternangaben nicht hervorgeht, ob das Rauchen im Haushalt wegen einer Erkrankung des Kindes aufgegeben wurde, ist jedoch Vorsicht bei der Interpretation dieser Ergebnisse geboten. Eine Empfehlung für das Rauchen im elterlichen Haushalt ist deshalb keinesfalls aus der hier vorgelegten Untersuchung abzuleiten.

Bewertung

Die beobachteten Assoziationen mit einer familiären Disposition und der Nationalität bestätigen in der Literatur mehrfach beschriebene Zusammenhänge auch für die

2008/09 untersuchten Kinder. Eine familiäre Disposition ist seit langem als wichtigster Risikofaktor für die Entwicklung atopischer Erkrankungen bekannt (COCA und COOKE, 1923; LÖTVALL et al., 2009; GLUSHKOVA et al., 2008). Eine Assoziation zwischen Nationalität bzw. ethnischer Herkunft und allergischen Erkrankungen wurde bereits in Studien aus den USA (GOLD et al., 1993), aus Deutschland (VON MUTIUS et al., 1991; MURL, 1993) und aus der Schweiz (BRAUN-FAHRLÄNDER et al., 1995) berichtet.

Gesundheitlich relevante Ergebnisse: Die Gesamtprävalenz von (nach Elternangaben) ärztlich festgestellten Allergien, die bei 20 % liegt, weist auf die Bedeutung von Ursachenforschung und Studien zu Möglichkeiten der Primär- und Sekundärprävention dieser Erkrankungen hin.

Eine Rolle bei der Entstehung von Allergien könnten nach dem derzeitigen Stand der Forschung „mikrobiologische Expositionen“ im Kindesalter spielen. So erkrankten Kinder, die auf Bauernhöfen aufwachsen, deutlich seltener an Allergien und Asthma als andere Kinder. Auch Kinder, die in den ersten Lebensjahren häufiger erkältet waren, hatten später ein geringeres Risiko, an Allergien oder Asthma zu erkranken. In der Fachliteratur wird seit einiger Zeit ein möglicherweise protektiver Einfluss von Infektionen im frühen Kindesalter auf das Risiko atopischer Erkrankungen diskutiert (BLOOMFIELD et al., 2006).

Bei einem Teil der untersuchten Kinder wurde eine Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene festgestellt, ohne dass bislang entsprechende allergische Symptome beobachtet wurden. Allgemein geht man davon aus, dass eine Sensibilisierung gegen ein bestimmtes Allergen noch keine Allergie, sondern erst die Vorstufe für eine Allergie darstellt. Die allergische Symptomatik manifestiert sich in Beschwerdebildern wie Schleimhautschwellungen, allergischer Rhinitis oder allergischem Asthma. Ob es sich bei diesen Beobachtungen auch um eventuell „falschpositive“ Testergebnisse handelt oder tatsächlich eine Disposition für allergische Reaktionen auf Inhalationsallergene gegeben ist, lässt sich anhand der vorliegenden Daten und Informationen über die eingesetzten Tests nicht abschließend beantworten. Da sich in der Literatur kaum Angaben zur Sensitivität, Spezifität und Reliabilität von Allergietests finden, wären Untersuchungen hierzu z. B. durch Hersteller und Großlabors in Kooperation mit Klinikern und Epidemiologen wünschenswert.

In der Beratung der Eltern von sensibilisierten Kindern wird davon ausgegangen, dass eine Aufklärung über Möglichkeiten präventiver Maßnahmen und ggf. einer Allergenka-

renz sinnvoll ist. In der vorliegenden Untersuchung hatten nach Elternangaben 39 % der gegen Inhalationsallergene (SX1) sensibilisierten Kinder eine Allergie. Von den Kindern mit negativem SX1-Test traf das auf 10 % der Kinder zu. Betrachtet man die Lebenszeitprävalenz von Asthma, so hatte nach Elternangaben bei 8 % der gegen Inhalationsallergene (SX1) sensibilisierten Kinder ein Arzt die Diagnose Asthma bronchiale gestellt. Bei den Kindern mit negativem SX1-Test hatten 3 % der Eltern die ärztliche Diagnose Asthma bronchiale angegeben.

Bei einem Drittel der gegen SX1 sensibilisierten Kinder lag eine Polysensibilisierung gegen Allergene aus Gräserpollen (gx1), Allergene aus Baumpollen (tx6), und auf die Allergenextrakte w1 und w6 vor. In den meisten Fällen hatten Kinder mit positivem w1-Test auch eine Sensibilisierung im w6-Test und umgekehrt.

Das Allergie-Screening auf das Majorallergen von *Ambrosia* (n Amb a1) ergab bei den 10-jährigen Kindern eine Sensibilisierungsrate von 2-3 %. Eine Sensibilisierung gegen das Majorallergen *Artemisia vulgaris* (Beifuß) wurde bei 6-7 % der Kinder festgestellt. Bei der Beurteilung der Sensibilisierung gegenüber *Ambrosia* anhand von Ergebnissen des w1-Tests (Allergengemisch von *Ambrosia*) ist zu berücksichtigen, dass eine Reihe von Korbblütlern wie der Beifuß, aber auch die Pollen des Lieschgrases (*Phleum pratense*) und der Birke (*Betula verrucosa*) homologe Proteine enthalten, die kreuzreagieren können, ebenso wie Nahrungsmittel aus anderen Familien (z. B. Melone). Trotz der geringen Kollektivgröße, die eine ortsabhängige Interpretation erschwert, fiel auf, dass im Landkreis Ravensburg die Sensibilisierungsrate gegen *Ambrosia artemisiifolia* (w1) mit 22 % vergleichsweise hoch war, obwohl der Anteil der gegen das Majorallergen (n Amb a 1) sensibilisierten Kinder sehr gering war. Gleichzeitig waren in Ravensburg auch die Anteile von gx1- und tx6-sensibilisierten Kindern (31 % bzw. 24 %) vergleichsweise hoch. Damit würde sich die erhöhte Rate der *Ambrosia*-Sensibilisierten durch Kreuzreaktivitäten bzw. die erhöhten Raten der Gräser- und Baumpollen-Sensibilisierten erklären lassen. Es ist bisher noch offen, welche klinische Relevanz einer nachgewiesenen Sensibilisierung gegenüber *Ambrosia* zukommt. Es ist zu erwarten, dass im Falle einer Ausbreitung von *Ambrosia* und damit erhöhten Pollenkonzentrationen die allergischen Beschwerden bei Lieschgras-, Birken- und Beifuß-Allergikern zunehmen werden. Dass eine Ausbreitung von *Ambrosia* und damit eine Erhöhung der Pollenkonzentration in der Luft (erhöhte Exposition) zu erhöhten Allergieraten führt,

zeigte sich in den vergangenen 15 Jahren in Ungarn (PÁLDY et al., pers. Mitteilung) und in Norditalien (TOSI et al., 2011).

8 Unfälle im Wohnbereich

Im Rahmen der Untersuchung 2008/09 wurden auch Elternangaben zu Unfällen ihrer Kinder im häuslichen Bereich anhand folgender Frage erhoben: „Hatte Ihr Kind in den letzten 12 Monaten in Ihrer Wohnung einen der folgenden Unfälle? (Bitte alle zutreffenden Antworten ankreuzen.)“

Als Antwortkategorien waren ankreuzbar: Stürze/Fälle, Verbrennungen, Schnitt- und Stichwunden, Strangulieren/Erstickungsanfälle/Badeunfälle, Zusammenstöße/Zusammenprall, Vergiftung/Kontakt mit chemischen Stoffen, Gasvergiftung, Elektrounfall, andere Unfälle und gar kein Unfall.

Die Jahresprävalenz von ‘**Kinderunfällen in der Wohnung**’ lag in der Untersuchung 2008/09 für alle Kinder zwischen 18 % in Karlsruhe und 41 % im Ortenaukreis (**s. Tabelle A6.1**) Insgesamt hatte etwa ein Drittel der untersuchten Kinder in den letzten 12 Monaten vor der Befragung der Eltern mindestens einen Unfall (34 %).

Bei Mädchen wurde in dieser Untersuchung mit 36 % eine etwas höhere Unfallprävalenz als bei Jungen (31 %) beobachtet.

Eltern türkischer Kinder gaben zu 44 % an, dass ihr Kind in den letzten 12 Monaten vor der Untersuchung einen Unfall in der Wohnung hatte. Bei deutschen Kindern lag dieser Anteil bei etwa einem Drittel der Kinder (32,5 %). Dieser Unterschied wurde bereits in anderen Untersuchungen beobachtet (ELLSÄSSER, 2006).

9 Literaturverzeichnis

- ANGERER, J., & SCHALLER, K. H. (Eds.) (1980). *Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe: Analysen in biologischem Material*.
- ANTIGNAC, J.-P., CARIOU, R., ZALKO, D., BERREBI, A., CRAVEDI, J.-P., MAUME, D., MARCHAND, P., MONTEAU, F., RIU, A., ANDRE, F., & LE BIZEC, B. (2009). Exposure assessment of French women and their newborn to brominated flame retardants: determination of tri- to deca- polybromodiphenylethers (PBDE) in maternal adipose tissue, serum, breast milk and cord serum. *Environmental pollution (Barking, Essex 1987)*, 157, 164–173.
- BECKER, K., MÜSSIG-ZUFIKA, M., CONRAD, A., LÜDECKE, A., SCHULZ, C., SEIWER, M., & KOLOSSA-GEHRING, M. (2007). Kinder-Umwelt-Survey 2003/06 - KUS -: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Kinder in Deutschland. WaBoLu-Hefte 01/07. Berlin/Dessau.
- BLOOMFIELD, S.F., STANWELL-SMITH, R., CREVEL, R.W., PICKUP, J. (2006). Too clean, or not too clean: the Hygiene Hypothesis and home hygiene. *Clin Exp. Allergy* 36, 402-25.
- BRAUN-FAHRLÄNDER, C., GRIZE-ZERTUCHE, L., VUILLE, JC. (1995). Schweizer Studie über Atemwegsbeschwerden und Allergien bei Schulkindern. Schlussbericht SCARPOL, Basel/Bern 1995.
- BRAUN-FAHRLÄNDER, C., GASSNER, M., GRIZE, L., NEU, U., SENNHAUSER, FH., VARONIER, HS., VUILLE, JC., WÜTHRICH, B. (1999). Prevalence of hay fever and allergic sensitization in farmer's children and their peers living in the same community. SCARPOL team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution. *Clin Exp. Allergy* 29, 28-34.
- Bundesamt für Risikobewertung (2011). Frauenmilch: Dioxingehalte sinken kontinuierlich. Information Nr. 011/2011.
- BUSHNIK, T., HAINES, D., LEVALLOIS, P., LEVESQUE, J., VAN OOSTDAM, J., & VIAU, C. (2010). Lead and bisphenol A concentrations in the Canadian population. *Health reports / Statistics Canada, Canadian Centre for Health Information = Rapports sur la santé / Statistique Canada, Centre canadien d'information sur la santé*, 21, 7–18.
- CARRIZO, D., GRIMALT, J. O., RIBAS-FITO, N., SUNYER, J., & TORRENT, M. (2007). Influence of breastfeeding in the accumulation of polybromodiphenyl ethers during the first years of child growth. *Environmental science & technology*, 41, 4907–4912.
- CHEN, C., CHEN, J., ZHAO, H., XIE, Q., YIN, Z., & GE, L. (2010). Levels and patterns of polybrominated diphenyl ethers in children's plasma from Dalian, China. *Environment international*, 36, 163–167.
- CHEVRIER, J., HARLEY, K. G., BRADMAN, A., GHARBI, M., SJÖDIN, A., & ESKENAZI, B. (2010). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants and thyroid hormone during pregnancy. *Environmental health perspectives*, 118, 1444–1449.
- COCA, A.F., COOKE, R.A. (1923). On the classification of the phenomena of hypersensitiveness. *J Immunol*, 8, 163-182.
- DE FELIP, E., ABBALLE, A., CASALINO, F., DI DOMENICO, A., DOMENICII, P., IACOVELLA, N., INGELIDO, A., PRETOLANI, E., & SPAGNESI, M. (2008). Serum

- levels of PCDDs, PCDFs and PCBs in non-occupationally exposed population groups living near two incineration plants in Tuscany, Italy. *Chemosphere*, 72, 25–33.
- Department of Health and Human Services, C. f. D. C. a. P. (2009). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. <http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/FourthReport.pdf>.
- Department of Health and Human Services, C. f. D. C. a. P. (2011). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, Updated Tables, February 2011. http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/Updated_Tables.pdf.
- Education Commission of the Hachioji City Office. (2008). The follow-up report on the blood dioxin levels after the report (Oct 2002) on a measure to protect health from PCB exposure. (in Japanese). http://www.city.hachioji.tokyo.jp/dbps_data/_material_/localhost/soshiki/shisetsuseibika/gakyo/pcbsaisyuuH19.pdf.
- ELLSÄSSER, G. (2006): Epidemiologische Analyse von Unfällen bei Kindern unter 15 Jahren in Deutschland - Ausgangspunkt für die Unfallprävention. *Gesundheitswesen* 68, 421-428.
- ERLER, W., & SCHULZ, H. (1991). Bestimmung von Quecksilber mit Fließinjektions-AAS und Amalgamierung. *Angewandte Atomspektrometrie, Perkin Elmer*.
- ESKENAZI, B., FENSTER, L., CASTORINA, R., MARKS, A. R., SJÖDIN, A., ROSAS, L. G., HOLLAND, N., GUERRA, A. G., LOPEZ-CARILLO, L., & BRADMAN, A. (2011). A comparison of PBDE serum concentrations in Mexican and Mexican-American children living in California. *Environmental health perspectives*, 119, 1442–1448.
- ETCHEVERS, A., LECOFFRE, C., LE TETRE, A., LE STRAT, Y., GROUPE INVESTIGATEURS SATURN-INF, DE LAUNAY, C., BÉRAT, B., BIDONO, M.-L., PASCAL, M., FRÉRY, N., DE CROUY-CHANEL, P., STEMPELET, M., SALOMEZ, J.-L., & BRETIN, P. (2010). Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009: Blood lead level in children in France, 2008-2009. <http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/index.htm>. Accessed 24.01.2012.
- FROMME, H., ALBRECHT, M., BOEHMER, S., BÜCHNER, K., MAYER, R., LIEBL, B., WITTSIEPE, J., & BOLTE, G. (2009a). Intake and body burden of dioxin-like compounds in Germany: the INES study. *Chemosphere*, 76, 1457–1463.
- FROMME, H., KÖRNER, W., SHAHIN, N., WANNER, A., ALBRECHT, M., BOEHMER, S., PARLAR, H., MAYER, R., LIEBL, B., & BOLTE, G. (2009b). Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDE), as evidenced by data from a duplicate diet study, indoor air, house dust, and biomonitoring in Germany. *Environment international*, 35, 1125–1135.
- GABRIO, T., VOLLAND, G., EITLE, C., FLICKER-KLEIN, A., KERSTING, G., LINK, B., MAISNER, V., MANN, V., PÄPKE, O., SCHILLING, B., SCHUSTER, A., WETZIG, J., & ZÖLLNER, I. (2008). Polybromierte Diphenylether (PBDE) in Hausstaub und Blutproben. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 68, 63–69.
- GLUSHKOVA, A.V., GRJIBOVSKI, A.M. (2008). Prevalence and correlates of asthma among children in central St. Petersburg, Russia: cross-sectional study. *Croat Med J.* 49 (6), 741-50.

- GOLD, D.R., ROTNITZKY, A., DAMOKOSH, A.I., WARE, J.H., SPEIZER, F.E., FERRIS, B.G., DOCKERY, D.W. (1993). Race and gender differences in respiratory illness prevalence and their relationship to environmental exposures in children 7 to 14 years of age. *Am Rev Respir Dis*; 148:10-18.
- GÓMARA, B., HERRERO, L., RAMOS, J. J., MATEO, J. R., FERNÁNDEZ, M. A., GARCÍA, J. F., & GONZÁLEZ, M. J. (2007). Distribution of polybrominated diphenyl ethers in human umbilical cord serum, paternal serum, maternal serum, placentas, and breast milk from Madrid population, Spain. *Environmental science & technology*, 41, 6961–6968.
- GUO, T., & BAASNER, J. (1992). Determination of Mercury in Urine with Flow Injection AA. *Analysentechnische Berichte, Atomabsorption, Perkin Elmer*.
- HAAHTELA, T., TUOMISTO, L.E., PIETINALHO, A., KLAUKKA, T., ERHOLA, M., KAILA, M., NIEMINEN, M.M., KONTULA, E., LAITINEN, LA. (2006). A 10 year asthma programme in Finland: A major change for the better. *Thorax*, 61, 663–670.
- HAN, G., DING, G., LOU, X., WANG, X., HAN, J., SHEN, H., ZHOU, Y., & DU, L. (2011). Correlations of PCBs, DIOXIN, and PBDE with TSH in children's blood in areas of computer E-waste recycling. *Biomed Environ Sci*, 24, 112–116.
- HEINRICH, J., POPESCU, M.A., WJST, M., GOLDSTEIN, I.F., WICHMANN, H-E. (1998). Atopy in children and parental social class. *Am J Public Health*; 88, 1319-1324.
- HERBSTMAN, J. B., SJÖDIN, A., APELBERG, B. J., WITTER, F. R., HALDEN, R. U., PATTERSON, D. G., PANNY, S. R., NEEDHAM, L. L., & GOLDMAN, L. R. (2008). Birth Delivery Mode Modifies the Associations between Prenatal Polychlorinated Biphenyl (PCB) and Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) and Neonatal Thyroid Hormone Levels. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1376–1382.
- HERBSTMAN, J. B., SJÖDIN, A., KURZON, M., LEDERMAN, S. A., JONES, R. S., RAUH, V., NEEDHAM, L. L., TANG, D., NIEDZWIECKI, M., WANG, R. Y., & PERERA, F. (2010). Prenatal Exposure to PBDEs and Neurodevelopment. *Environmental Health Perspectives*, 118, 712–719.
- HITES, R. A., FORAN, J. A., SCHWAGER, S. J., KNUTH, B. A., HAMILTON, M. C., & CARPENTER, D. O. (2004). Global assessment of polybrominated diphenyl ethers in farmed and wild salmon. *Environmental science & technology*, 38, 4945–4949.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2001). Fifty-seventh meeting: Summary and conclusions. http://www.who.int/foodsafety/chem/jecfa/summaries/en/summary_57.pdf. Accessed 18.01.2012.
- KNUTSEN, H. K., KVALEM, H. E., THOMSEN, C., FRØSHAUG, M., HAUGEN, M., BECHER, G., ALEXANDER, J., & MELTZER, H. M. (2008). Dietary exposure to brominated flame retardants correlates with male blood levels in a selected group of Norwegians with a wide range of seafood consumption. *Molecular nutrition & food research*, 52, 217–227.

- KNUTSEN, H. K., KVALEM, H. E., HAUGEN, M., MELTZER, H. M., BRANTSÆTER, A. L., ALEXANDER, J., PÄPKE, O., LIANE, V. H., BECHER, G., & THOMSEN, C. (2011). Sex, BMI and age in addition to dietary intakes influence blood concentrations and congener profiles of dioxins and PCBs. *Molecular nutrition & food research*, 55, 772–782.
- Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes (1996). Human-Biomonitoring: Definition, Möglichkeiten und Voraussetzungen. *Bundesgesundheitsblatt*, Bd. 39, 213–214.
- Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes (2000). Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. *Umweltmedizinischer Informationsdienst 1/2000: 9-12*, 9–12.
- Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes (2009). 2. Addendum zur Stoffmonographie Blei – Referenz- und „Human-Biomonitoring“-Werte der Kommission „Human-Biomonitoring“. *Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz*, 52, 983–986.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2006). Jahresdaten 2005 Kenngrößen der Luftqualität. Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2010). Kenngrößen der Luftqualität Jahresdaten 2009. Karlsruhe.
- Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (2008). Belastungs- und Wirkungsmonitoring Untersuchung 2004/05. Beobachtungsgesundheitsämter. Stuttgart.
- Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg in Kooperation mit dem Robert Koch-Institut Berlin (2011). Impfpävalenz und Immunschutz gegenüber Masern, Mumps, Röteln und FSME bei Viertklässlern in Baden-Württemberg 2008/09. Stuttgart.
- LEYNAERT, B., NEUKIRCH, C., JARVIS, D., CHINN, S., BURNEY, P., NEUKIRCH, F. (2001). European Community Respiratory Health Survey. Does living on a farm during childhood protect against asthma, allergic rhinitis and atopy in adulthood?. *Am J Respir Crit Care Med* 164, 1829-1834.
- LIN, S. M., CHEN, F. A., HUANG, Y. F., HSING, L. L., CHEN, L. L., WU, L. S., LIU, T. S., CHANG-CHIEN, G. P., CHEN, K. C., & CHAO, H. R. (2011). Negative associations between PBDE levels and thyroid hormones in cord blood. *Int J Hyg Environ Health.*, 214, 115–120.
- LÖTVAL, L. J., EKERLJUNG, L., RÖNMARK, E. P., WENNERGREN, G., LINDEN, A., RÖNMARK, E., TOREN, K., LUNDBÄCK, B. (2009). West Sweden Asthma Study: prevalence trends over the last 18 years argues no recent increase in asthma. *Respir Res.* 10, 94.
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (1993). Wirkungskataster zu den Luftreinhalteplänen des Ruhrgebietes. Düsseldorf.
- NORDIG (1996). Human-Biomonitoring in der Umgebung der Sonderabfall-Verbrennungsanlage (SVA) Biebesheim. Hamburg.
- PERELLÓ, G., GÓMEZ-CATALÁN, J., CASTELL, V., LLOBET, J. M., & DOMINGO, J. L. (2012). Assessment of the temporal trend of the dietary exposure to PCDD/Fs and PCBs in Catalonia, Spain: Health risks. *Food Chem. Toxicol.* 50 (2), 399-408.
- PUKLOVÁ, V., KRŠKOVÁ, A., CERNÁ, M., CEJCHANOVÁ, M., REHŮRKOVÁ, I., RUPRICH, J., KRATZER, K., KUBÍNOVÁ, R., & ZIMOVÁ, M. (2010). The mercury

- burden of the Czech population: An integrated approach. *International journal of hygiene and environmental health*, 213, 243–251.
- RHODES, H.L., SPORIK, R., THOMAS, P., HOLGATE, S.T., COGSWELL, J.J (2001). Early life risk factors for adult asthma: a birth cohort study of subjects at risk. *J Allergy Clin Immunol* 108, 720-725.
- RIEDLER, J., BRAUN-FAHRLÄNDER, C., EDER, W., SCHREUER, M., WASER, M., MAISCH, S., CARR, D., SCHIERL, R., NOWAK, D., VON MUTIUS, E., ALEX Study Team (2001). Exposure to farming in early life and development of asthma and allergy: cross sectional survey. *Lancet* 358, 1129-1133.
- SCHECTER, A., PÄPKE, O., HARRIS, T. R., TUNG, K. C., MUSUMBA, A., OLSON, J., & BIRNBAUM, L. (2006). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sex. *Environmental health perspectives*, 114, 1515–1520.
- SCHECTER, A., SHAH, N., COLACINO, J. A., BRUMMITT, S. I., RAMAKRISHNAN, V., ROBERT HARRIS, T., & PÄPKE, O. (2009). PBDEs in US and German clothes dryer lint: a potential source of indoor contamination and exposure. *Chemosphere*, 75, 623–628.
- SCHLAUD M., ATZPODIEN, K., THIERFELDER, W. (2007). Allergische Erkrankungen. Ergebnisse aus dem Kinder- und Jugendsurvey (KiGGS). *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* 50, 701-710.
- SHEN, H., DING, G., HAN, G., WANG, X., XU, X., HAN, J., LOU, X., XU, C., CAI, D., SONG, Y., & LU, W. (2010). Distribution of PCDD/Fs, PCBs, PBDEs and organochlorine residues in children's blood from Zhejiang, China. *Chemosphere*, 80, 170–175.
- SJÖDIN, A., WONG, L.-Y., JONES, R. S., PARK, A., ZHANG, Y., HODGE, C., DIPIETRO, E., MCCLURE, C., TURNER, W., NEEDHAM, L. L., & PATTERSON, D. G. (2008). Serum concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated biphenyl (PBB) in the United States population: 2003-2004. *Environmental science & technology*, 42, 1377–1384.
- SULTESZ, M., KATONA, G., HIRSCHBERG, A., GALFFY, G. (2010). Prevalence and risk factors for allergic rhinitis in primary schoolchildren in Budapest. *Int. J. Pediat. Otorhinolaryngol.* 74(5), 503-509.
- TOHYAMA, C., UCHIYAMA, I., HOSHI, S., HIJIYA, M., MIYATA, H., NAGAI, M., NAKAI, S., YAUCHI, M., & OHKUBO, S. (2011). Polychlorinated dioxins, furans, and biphenyls in blood of children and adults living in a dioxin-contaminated area in Tokyo. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 16, 6–15.
- TOMS, L.-M. L., SJÖDIN, A., HARDEN, F., HOBSON, P., JONES, R., EDENFIELD, E., & MUELLER, J. F. (2009). Serum polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels are higher in children (2-5 years of age) than in infants and adults. *Environmental health perspectives*, 117, 1461–1465.
- TÖRNKVIST, A., GLYNN, A., AUNE, M., DARNERUD, P. O., & ANKARBERG, E. H. (2011). PCDD/F, PCB, PBDE, HBCD and chlorinated pesticides in a Swedish market basket from 2005--levels and dietary intake estimations. *Chemosphere*, 83, 193–199.

- TOSI, A., WÜTHRICH, B., BONINI, M., PIETRAGALLA-KÖHLER, B. (2011). Time lag between Ambrosia sensitisation and Ambrosia allergy. *Swiss Medical Weekly*, 141, w13253.
- US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS) (2008a). Toxicological Review of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ethe (BDE-47) (CAS No. 5436-43-1) (PDF). <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/1010tr.pdf>. Accessed 18.01.2012.
- US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS) (2008b). Toxicological Review of Decabromodiphenyl Ether (CAS No. 1163-19-5) (PDF). <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0035tr.pdf>. Accessed 18.01.2012.
- US EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System (IRIS) (2008c). Toxicological Review of 2,2',4,4',5-Pentabromodiphenyl ether (BDE 99) (CAS No. 60348-60-9) (PDF). <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/1008tr.pdf>. Accessed 18.01.2012.
- VON EHRENSTEIN, OS., VON MUTIUS,, E., ILLI, S., BAUMANN, L., BÖHM, O., VON KRIES, R. (2000). Reduced risk of hay fever and asthma among children of farmers. *Clin Exp Allergy* 30, 187-193.
- VON MUTIUS, E., WJST, M., DOLD, S., STIEPEL, E., REITMEIR, P., LEHMACHER, W., VON LÖFFELHOLZ-COLBERG, E., NICOLAI, T. (1991). Epidemiologie asthmatischer Erkrankungen im Kindesalter. In: RING J (Hrsg.) *Epidemiologie allergischer Erkrankungen*; MMV München 1991.
- VON MUTIUS, E., MARTINEZ, FD., FRITZSCH, C., NICOLAI, T., REITMEIR, P., THIEMANN, H-H. (1994 a). Skin test reactivity and number of siblings. *Brit Med J*, 308, 692-695.
- VON MUTIUS, E., MARTINEZ, FD., FRITZSCH, C., NICOLAY, T., RÖLL, G., THIEMANN, H-H. (1994 b). Prevalence of asthma and atopy in two areas of West and East Germany. *Am J Respir Crit Care Med*; ,49, 358-364.
- WILHELM, M., EBERWEIN, G., HÖLZER, J., BEGEROW, J., SUGIRI, D., GLADTKE, D., & RANFT, U. (2005). Human biomonitoring of cadmium and lead exposure of child-mother pairs from Germany living in the vicinity of industrial sources (hot spot study NRW). *Journal of trace elements in medicine and biology organ of the Society for Minerals and Trace Elements (GMS)*, 19, 83–90.
- WILHELM, M., HEINZOW, B., ANGERER, J., SCHULZ, C. (2010). Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults. *International journal of hygiene and environmental health*, 213, 265-269.
- WINDAL, I., VANDEVIJVERE, S., MALEKI, M., GOSCIANNY, S., VINKX, C., FOCANT, J. F., EPPE, G., HANOT, V., & VAN LOCO, J. (2010). Dietary intake of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs of the Belgian population. *Chemosphere*, 79, 334–340.
- WINDHAM, G. C., PINNEY, S. M., SJODIN, A., Lum, R., Jones, R. S., Needham, L. L., Biro, F. M., Hiatt, R. A., & Kushi, L. H. (2010). Body burdens of brominated flame retardants and other persistent organo-halogenated compounds and their descriptors in US girls. *Environmental research*, 110, 251–257.

- WITTSIEPE, J., SCHREY, P., LEMM, F., EBERWEIN, G., & WILHELM, M. (2008). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and organochlorine pesticides in human blood of pregnant women from Germany. *Journal of toxicology and environmental health. Part A*, 71, 703–709.
- WJST, M., DOLD, S. (1992). Asthmaprävalenz bei 6000 10jährigen Kindern in München und Oberbayern anhand von Arzt Diagnosen und einem Symptom score. *Gesundh-Wes*, 54, 223-228.

10 Zusammenfassung

10.1 Ablauf und Ziele

Im Rahmen des Programms „Monitoring Gesundheit und Umwelt“ wurden im Winterhalbjahr 2008/09 die Querschnittsuntersuchungen fortgesetzt, die mit dem Projekt „Beobachtungsgesundheitsämter“ im Jahr 1992/93 begonnen wurden. Die jetzige Untersuchung wurde als Belastungs- und Wirkungsmonitoring bei Viertklässlern in 12 Untersuchungsgebieten in den Stadt- und Landkreisen Biberach, Breisgau-Hochschwarzwald, Calw, Emmendingen, Hohenlohekreis, Karlsruhe, Landkreis Heilbronn, Lörrach, Mannheim, Ortenaukreis, Ravensburg und Waldshut durchgeführt. Das Belastungsmonitoring umfasste die Untersuchung von Blei im Blut, Quecksilber im Urin und die Bestimmung halogenorganischer Kohlenwasserstoffe (DDE, HCB, PCBs, PCDD/PCDF und PBDE) im Blut. Beim Wirkungsmonitoring wurden über Elternfragebögen Daten zur Häufigkeit und Schwere von Atemwegserkrankungen und Allergien erhoben; zusätzlich erfolgte in Serumproben ein Allergie-Screening auf Inhalationsallergene (SX1-Test) und auf das native Majorallergen von *Ambrosia artemisiifolia* (n Amb a1). Bei den SX1-positiven Seren wurden weitere Untersuchungen zur Sensibilisierung gegen folgende Allergene bzw. Mischextrakte durchgeführt: Gräserpollen (gx1), Baumpollen (tx6), Extrakt aus *Ambrosia artemisiifolia* (w1), Extrakt aus *Artemisia vulgaris* (Beifuß; w6) und dem nativen Majorallergen von *Artemisia vulgaris* (n Art v1).

Von den insgesamt 3061 Viertklässlern der Untersuchungsgebiete beteiligten sich 1750 Kinder (57 %) an der Untersuchung. Dabei wurden 828 Serumproben und 1297 Urinproben analysiert.

Hauptziel der Untersuchungen war die Beobachtung und Beschreibung der einzelnen Parameter insgesamt und in den Untersuchungsgebieten. Ein weiteres Ziel war die Beantwortung der Frage, ob und inwieweit sich Ergebnisse in den Untersuchungsarealen bezüglich der Belastungs- bzw. Wirkungsparameter voneinander unterscheiden, insbesondere auch im Hinblick auf erhöhte Bodenbleibelastung in verschiedenen Untersuchungsarealen im Südschwarzwald.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte unter Berücksichtigung verschiedener potentieller Einflussgrößen wie Geschlecht, Nationalität, sozioökonomische Situation und familiäre Disposition bezüglich atopischer Erkrankungen. Die Kollektive der einzelnen Untersuchungsareale unterschieden sich insbesondere hinsichtlich des Anteils ausländischer Kinder. Während in den Untersuchungsgebieten der Kreise Breisgau-

Hochschwarzwald, Hohenlohe, Karlsruhe, Ortenau und Waldshut weniger als 10 % der Kinder ausländischer Nationalität waren, lag der Anteil in Mannheim bei 45 %, in Calw bei 26 % und in Biberach bei 20 %.

10.2 Anthropometrische Daten

Das durchschnittliche Alter der untersuchten Kinder lag sowohl bei den Jungen wie auch bei den Mädchen bei 9,8 Jahren. Die durchschnittliche Körpergröße betrug bei beiden Geschlechtern 140 cm. Die Jungen waren mit einem durchschnittlichen Gewicht von 35,7 kg etwas schwerer als die Mädchen (34,7 kg). Für den Body Mass Index (BMI) wurde bei den Jungen ein Median von 17,3 kg/m², bei den Mädchen ein Median von 17,0 kg/m² ermittelt. Sowohl beim Körpergewicht als auch beim BMI lag eine rechtsschiefe Verteilung vor.

Ein Anstieg der BMI-Werte bei Viertklässlern in Baden-Württemberg konnte im Zeitraum von 1994 bis 2009 anhand der vorliegenden Daten nicht festgestellt werden.

10.3 Interne Belastung mit Schwermetallen

In der Untersuchung 2008/09 wurden in zehn Gesundheitsamtsbezirken von Baden-Württemberg bei Viertklässlern die Konzentrationen von Blei im Blut und Quecksilber im Urin ermittelt. Die Mediane für Blei im Blut schwankten in den Bezirken zwischen 13,5 µg/l im Kreis Ravensburg und 18,6 µg/l im Kreis Karlsruhe. Bei Quecksilber im Urin lagen die Mediane an allen 10 Orten unter 0,2 µg/l. Die gefundenen Konzentrationen liegen insgesamt in einem ähnlichen Bereich wie in vergleichbaren Untersuchungen bei Kindern dieser Altersgruppe.

Zeitliche Einflüsse: Der zeitliche Verlauf der Belastung zeigt für die Untersuchungen von 2008/09 bei Blei im Blut und bei Quecksilber im Urin im Vergleich zu den vorangehenden Untersuchungen weiterhin einen leicht abnehmenden Trend.

Regionale Einflüsse: Kinder in den Untersuchungsgebieten im Südschwarzwald, die eine hohe geogene Bleibelastung im Boden aufwiesen, hatten insgesamt geringfügig höhere Blutbleigehalte als Kinder aus geogen unbelasteten Regionen (Unterschied beim Median 3,1 µg/l, beim Mittelwert 3,3 µg/l). Den Unterschieden kommt keine gesundheitliche Relevanz zu; die Einzelwerte in beiden Untersuchungsgruppen überlappen in weiten Bereichen und sind mit einer analytischen Unsicherheit von ca. 30 % des Messwertes versehen.

Die Mediane bzw. Mittelwerte der Belastung mit Quecksilber lagen in allen Untersuchungsgebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Weitere Einflussgrößen: Beim Blei im Blut zeigte sich ein geringfügiger Einfluss durch das Geschlecht. Als Haupteinflussfaktor auf die Quecksilberkonzentrationen im Urin bestätigte sich die Zahl der Amalgamfüllungen. Ausländische Kinder hatten höhere Quecksilberkonzentrationen als deutsche Kinder, vor allem bedingt durch häufigere Amalgamfüllungen bei ausländischen Kindern.

Die geschlechtsspezifischen Einflüsse und die Unterschiede aufgrund der Nationalität bei der Blei- bzw. Quecksilberbelastung der Kinder sind gering und haben keine gesundheitliche Relevanz.

Gesundheitlich relevante Ergebnisse: Bleiwerte oberhalb der ehemaligen HBM-Werte der HBM-Kommission lagen in der Untersuchung 2008/09 nicht vor. Das 95. Perzentil der Bleikonzentration im Blut (32 µg/l) entspricht nahezu dem Referenzwert für Kinder von Blei im Blut (35 µg/l). Für Quecksilber im Urin wurden keine erhöhten Einzelwerte – entsprechend der Beurteilungskriterien der HBM-Kommission bzw. des Umweltbundesamtes – bei der Untersuchung 2008/09 gefunden.

10.4 Interne Belastung mit organischen Schadstoffen

In der Untersuchung 2008/09 wurden an den 10 teilnehmenden Gesundheitsämtern im Blut der Viertklässler die Konzentrationen von DDE (Mediane an den 10 Orten zwischen 0,08 und 0,15 µg/l), HCB (0,05 - 0,08 µg/l) und PCBs (Summe der PCB 138, PCB 153 und PCB 180: 0,09 - 0,23 µg/l) bestimmt. Zusätzlich wurde in Sammelblutproben die Konzentration von koplanaren PCBs (2,9-7,1 pg WHO-TEQ/g Fett), von PCDD/PCDF (4,2 - 8,5 pg WHO-TEQ/g Fett) und von polybromierten Diphenylethern (PBDE; 1,4 - 5,8 ng/g Blutfett) gemessen. Soweit hierzu Daten aus vergleichbaren Untersuchungen bei Kindern derselben Altersgruppe in anderen Regionen Deutschlands vorliegen, lagen die ermittelten Konzentrationen in einem ähnlichen Bereich wie die dort ermittelten Werte.

Zeitliche Einflüsse: In der Untersuchung 2008/09 wurden für DDE, HCB und PCBs niedrigere Konzentrationen ermittelt als in den vorhergegangenen Untersuchungen. In den gepoolten Proben konnte bei den Untersuchungen auf koplanare PCBs, PCDD/PCDF und PBDE kein eindeutiger Trend gegenüber früheren Untersuchungen ermittelt werden; teilweise lagen die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenzen der Analyseverfahren.

Regionale Einflüsse: In der Untersuchung 2008/09 traten die niedrigsten Konzentrationen beim HCB und bei der Summe der Indikator-PCBs in Mannheim, beim DDE in Calw auf. Die höchsten Konzentrationen lagen im Gesundheitsamtsbezirk Breisgau-Hochschwarzwald vor. Den regionalen Unterschieden kommt allerdings keine gesundheitliche Bedeutung zu.

Sonstige Einflussfaktoren: Gestillte Kinder zeigten insgesamt höhere Gehalte der chlororganischen Verbindungen im Blut als nicht gestillte Kinder. Ausländische Kinder waren höher mit DDE, aber geringer mit HCB und PCBs belastet als deutsche Kinder.

Gesundheitlich relevante Ergebnisse: Die Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen sind tendenziell weiter rückläufig und liegen in einem Bereich, in dem nach derzeitigem wissenschaftlichen Kenntnisstand keine negativen gesundheitlichen Effekte zu erwarten sind. Ebenso kann davon ausgegangen werden, dass die gegenwärtig gefundenen PBDE-Konzentrationen bei den Kindern in Baden-Württemberg nicht mit einer Gesundheitsgefährdung verbunden sind.

10.5 Häufigkeit von Atemwegserkrankungen

Die Lebenszeitprävalenzen von Atemwegserkrankungen und die Häufigkeit von Symptomen wie pfeifenden, keuchenden Atemgeräuschen oder Atemnot liegen insgesamt in einem Bereich, der auch in vergleichbaren früheren und aktuellen Untersuchungen bei Kindern dieser Altersgruppe beobachtet wurde.

Eine familiäre Atopieanamnese kann nach den vorliegenden Ergebnissen als ein Risikofaktor für höhere Prävalenzen bei Asthma und asthmaspezifischen Symptomen angesehen werden. Bei Vorliegen einer familiären Atopie ergibt sich ein etwa zweifaches Risiko für Asthma.

Bei Jungen werden ebenfalls häufiger Asthmaerkrankungen beobachtet als bei Mädchen.

Bewertung

Die vorliegenden Ergebnisse dienen der Beschreibung der in der Untersuchung erhobenen Daten. Eine Bewertung von Ortsunterschieden ist angesichts der kleinen Stichprobenumfänge schwierig und wenig sinnvoll. Eine zeitliche Betrachtung ist durch den Wechsel der Zusammensetzung in der Studienpopulation erschwert. Es besteht jedoch

die Möglichkeit, anhand der im Anhang im Abschnitt A7 enthaltenen Abbildungen, die Daten dieser Untersuchung mit früheren Ergebnissen zu vergleichen, wobei wegen der kleinen Untersuchungskollektive Vorsicht bei der Interpretation geboten ist.

In der Untersuchung 2008/09 wurden wie schon in den vorangegangenen Untersuchungen deutlich niedrigere Lebenszeitprävalenzen für Keuchhusten beobachtet als noch in den neunziger Jahren. Ein Zusammenhang mit den gestiegenen Impfraten gegen Keuchhusten (Pertussis) ist sehr wahrscheinlich.

Die beobachteten Zusammenhänge von atopischen Erkrankungen mit einer familiären Disposition, der Nationalität, und dem Geschlecht bestätigen die Ergebnisse anderer Untersuchungen.

Gesundheitlich relevante Ergebnisse: Bei 4,5 % der untersuchten Kinder wurde von einem Arzt Asthma bronchiale festgestellt (Elternangaben). Verwendet man die Definition von Asthma im weiteren Sinne nach VON MUTIUS, steigt die Prävalenz auf 12 %. Unter Berücksichtigung möglicher "falsch positiver" Angaben bei dieser Definition, die nach unseren Untersuchungen bei 40 % bis 50 % liegen, kann man von einer tatsächlichen Asthmaprävalenz von etwa 6 % bis 8 % ausgehen. Wesentlichen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit einer Erkrankung haben die familiäre Disposition zu Atopie und das Geschlecht, wobei Jungen häufiger erkranken als Mädchen. Bei diesen Faktoren handelt es sich um nicht präventable Risiken. Das Wissen darüber kann jedoch in die Beratung einfließen, indem die mögliche Prädisposition berücksichtigt wird. Es gibt Hinweise aus mehreren Studien, dass Kinder, die auf Bauernhöfen aufwachsen, seltener an Asthma und Allergien erkranken (VON MUTIUS et al., 1994a; BRAUNFAHRLÄNDER et al., 1999; VON EHRENSTEIN et al., 2000; RIEDLER et al., 2001; LEYNAERT et al., 2001).

Die Vermeidung von Schimmel in der Wohnung als mögliche Präventionsmaßnahme für Atemwegserkrankungen erscheint vor dem Hintergrund einiger Ergebnisse - unter anderem aus dem Kinder- und Jugendgesundheitsurvey - sinnvoll, auch wenn sich ein Einfluss dieses Faktors nicht für alle betrachteten Erkrankungen und Symptome erkennen lässt.

10.6 Häufigkeit von Allergien und Sensibilisierungen

Die vorliegenden Ergebnisse dienen der Beschreibung der in der Untersuchung 2008/09 erhobenen Daten. Eine Bewertung von Ortsunterschieden ist angesichts der zum Teil kleinen Stichprobenumfänge schwierig und wenig sinnvoll. Eine zeitliche Betrachtung ist durch den Wechsel der Zusammensetzung in der Studienpopulation erschwert. Es besteht jedoch die Möglichkeit, anhand der im Anhang im Abschnitt A7 enthaltenen Abbildungen, die Daten dieser Untersuchung mit früheren Ergebnissen zu vergleichen. Wegen der kleinen Untersuchungskollektive ist jedoch Vorsicht bei der Interpretation geboten.

Eine familiäre Disposition erwies sich bei allergischen Erkrankungen wie auch bei der Sensibilisierung gegenüber Inhalationsallergenen als Risikofaktor. Kinder, deren Eltern oder Geschwister eine atopische Erkrankung hatten, haben ein etwa 1,5-faches Risiko, selbst eine Allergie zu bekommen, im Vergleich zu Kindern, in deren Familie keine atopischen Erkrankungen auftraten.

Heuschnupfen und atopische Dermatitis (Neurodermitis) wurden bei Kindern aus Familien mit atopischer Disposition etwa doppelt so häufig beobachtet wie bei Kindern, in deren Familien bis zur Untersuchung keine atopischen Erkrankungen aufgetreten waren.

Für deutsche Kinder wurden bei allergischen Erkrankungen (mit Ausnahme von Heuschnupfen) und bei der Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene höhere Prävalenzen ermittelt als für türkische Kinder.

Heuschnupfen und Sensibilisierungen gegen Inhalationsallergene traten bei Jungen häufiger auf als Mädchen, während bei der atopischen Dermatitis kein Unterschied zwischen den Geschlechtern festgestellt werden konnte.

Bei der Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene waren Kinder etwas häufiger betroffen, bei denen nach Elternangaben Schimmel oder Feuchtigkeit in der Wohnung auftrat. Bei der Interpretation dieses Befundes muss auch ein Recall-Bias in Betracht gezogen werden. Der Einfluss von Schimmel und Feuchtigkeit hinsichtlich einer erhöhten Sensibilisierungsrate ist auf dem Niveau der 95%-Konfidenzintervalle statistisch nicht gesichert; dennoch erscheint die Vermeidung von Schimmelpilzbefall und Feuchtigkeit unter präventiven Aspekten als sinnvolle Maßnahme.

Bewertung

Die beobachteten Assoziationen mit einer familiären Disposition und der Nationalität bestätigen in der Literatur beschriebene Zusammenhänge auch für die hier untersuchte Gruppe von Kindern. Eine familiäre Disposition ist seit langem als wichtigster Risikofaktor für die Entwicklung atopischer Erkrankungen bekannt (COCA und COOKE, 1923; LÖTVALL et al., 2009; GLUSHKOVA et al., 2008). Eine Assoziation zwischen Nationalität bzw. ethnischer Herkunft und allergischen Erkrankungen wurde bereits in Studien aus den USA (GOLD et al., 1993), aus Deutschland (VON MUTIUS et al., 1991; MURL, 1993) und aus der Schweiz (BRAUN-FAHRLÄNDER et al., 1995) berichtet.

Die Gesamtprävalenz von (nach Elternangaben) ärztlich festgestellten Allergien, die bei 20 % liegt, weist auf die Bedeutung von Ursachenforschung und Studien zu Möglichkeiten der Primär- und Sekundärprävention dieser Erkrankungen hin.

Bei einem Teil der untersuchten Kinder wurde eine Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene festgestellt, ohne dass bislang entsprechende allergische Symptome beobachtet wurden. Allgemein geht man davon aus, dass eine Sensibilisierung gegen ein bestimmtes Allergen noch keine Allergie, sondern erst die Vorstufe für eine Allergie darstellt. Die allergische Symptomatik manifestiert sich in Beschwerdebildern wie Schleimhautschwellungen, allergischer Rhinitis oder allergischem Asthma. Ob es sich bei diesen Beobachtungen auch um eventuell „falschpositive“ Testergebnisse handelt oder tatsächlich eine Disposition für allergische Reaktionen auf Inhalationsallergene gegeben ist, lässt sich anhand der vorliegenden Daten und Informationen über die eingesetzten Tests nicht abschließend beantworten. Da sich in der Literatur kaum Angaben zur Sensitivität, Spezifität und Reliabilität von Allergietests finden, wären Untersuchungen hierzu z.B. durch Hersteller und Großlabors in Kooperation mit Klinikern und Epidemiologen wünschenswert.

Bei einem Drittel der gegen SX1 sensibilisierten Kinder lag eine Polysensibilisierung gegen Allergene aus Gräserpollen (gx1), Allergene aus Baumpollen (tx6), und auf die Allergenextrakte w1 und w6 vor. In den meisten Fällen bestand bei Kindern mit positivem w1-Test auch eine Sensibilisierung im w6-Test und umgekehrt.

Das Allergie-Screening auf das Majorallergen von *Ambrosia* (n Amb a1) ergab bei den 10-jährigen Kindern eine Sensibilisierungsrate von 2 %. Eine Sensibilisierung gegen das Majorallergen *Artemisia vulgaris* (Beifuß) wurde bei 6 % der Kinder festgestellt. Es ist bisher noch offen, welche klinische Relevanz einer nachgewiesenen Sensibilisierung

gegenüber *Ambrosia* zukommt. Es ist zu vermuten, dass im Falle einer Ausbreitung von *Ambrosia* und damit erhöhten Pollenkonzentrationen die allergischen Beschwerden bei Lieschgras-, Birken- und Beifuß-Allergikern zunehmen werden. Dass eine Ausbreitung von *Ambrosia* und damit eine Erhöhung der Pollenkonzentration in der Luft (erhöhte Exposition) zu erhöhten Allergieraten führt, zeigte sich in den vergangenen 15 Jahren in Ungarn (PÁLDY et al., pers. Mitteilung) und in Norditalien (TOSI et al., 2011).

10.7 Unfälle

Die Jahresprävalenz von '**Kinderunfällen in der Wohnung**' lag in der Untersuchung 2008/09 für alle Kinder zwischen 18 % in Karlsruhe und 41 % im Ortenaukreis (s. Tabelle A6.1) Insgesamt hatte etwa ein Drittel der untersuchten Kinder in den letzten 12 Monaten vor der Befragung der Eltern mindestens einen Unfall (34 %).

Bei Mädchen wurde in dieser Untersuchung mit 36 % eine etwas höhere Unfallprävalenz als bei Jungen beobachtet (31 %). Eltern türkischer Kinder gaben zu 44 % an, dass ihr Kind in den letzten 12 Monaten vor der Untersuchung einen Unfall in der Wohnung hatte. Bei deutschen Kindern lag dieser Anteil bei etwa einem Drittel der Kinder (32,5 %).



Baden-Württemberg

LANDESGESUNDHEITSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG
IM REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTT GART